

Universidade Federal do Rio de Janeiro

**ESPÉCIES DE MACROALGAS INDICADORAS DO
AQUECIMENTO DA ÁGUA DO MAR COMO
FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DO
AMBIENTE MARINHO**

Rodrigo Mariath Varela da Costa

2015



UFRJ

ESPÉCIES DE MACROALGAS INDICADORAS DO AQUECIMENTO DA ÁGUA DO MAR COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DO AMBIENTE MARINHO

Rodrigo Mariath Varela da Costa

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica).

Orientadores: Dra Maria Teresa M. de Széchy
Dr. Ricardo Moreira Chaloub

Rio de Janeiro
Fevereiro de 2015

**ESPÉCIES DE MACROALGAS INDICADORAS DO
AQUECIMENTO DA ÁGUA DO MAR COMO FERRAMENTA
PARA AVALIAÇÃO DO AMBIENTE MARINHO**

Rodrigo Mariath Varela da Costa

Orientadores: Maria Teresa Menezes de Széchy

Ricardo Moreira Chaloub

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica).

Aprovada por:

Dr. Ricardo Moreira Chaloub

Presidente

Dr. Cristina A. Gomes Nassar
Titular

Dr. Paulo C. Paiva
Titular

Dr. Joel Christopher Creed
Titular

Dr. Alex Enrich Past
Titular

Dra Maria Teresa M. de Széchy
Suplente

Rio de Janeiro
Fevereiro de 2015

Mariath, Rodrigo

XXX Espécies de macroalgas indicadoras do aquecimento da água do mar como ferramenta para avaliação do ambiente marinho/ Rodrigo Mariath. – Rio de Janeiro, 2014. 219pp

XXX

Tese (Doutorado) – Pós-graduação em Botânica do Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.

Orientadores: Maria Teresa M. de Széchy e Ricardo M. Chaloub.

Bibliografia.

1. Espécies indicadoras. 2. Temperatura. 3. Estrutura da Comunidade. 4. Sucessão Ecológica. 5. Ecofisiologia de macroalgas. 6. Costão Rochoso. I. Título. II. Museu Nacional/ UFRJ.

CDD XXX

DEDICATÓRIA

Eu dedico esta tese ao meu filho Davi e às futuras gerações de seres humanos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a meu Deus, que em todos os momentos me ilumina, dando-me forças para seguir em frente perante os obstáculos da vida.

Aos meus pais, pela vida, educação, compreensão, alimento e muito amor; obrigado por tudo. Eu amo vocês. Aos meus irmãos, avós, tios e primos, muito obrigado. Ao bonde do surf, por me trazer a serenidade nos momentos difíceis, muito obrigado.

Muito obrigado aos meus orientadores Dra. Maria Teresa Menezes de Széchy (UFRJ) e Dr. Ricardo Moreira Chaloub (UFRJ), aos membros da banca examinadora e a todos os demais doutores que, de diferentes formas, me ajudaram na execução deste trabalho: João Silva (CCMar, Universidade do Algarve – Portugal), Ricardo Pollery (UFRJ), Tereza Gonçalves da Silva (UFRJ), Alex Prats (UFRJ), Fanly Fungyi Chow (USP), Felix Lopes Figueroa (Universidad de Malaga – Espanha), Claudia Barros (JBRJ) e Paulo Antunes Horta (UFSC), Rafael Riosmena-Rodriguez (UABCS – México), por seus preciosos ensinamentos, pelos ótimos momentos vividos e todos os conhecimentos compartilhados.

À Universidade Federal do Rio de Janeiro e todos seus doutores, mestres, alunos, estagiários, seguranças e funcionários, pelo exemplar profissionalismo e companheirismo.

À Fundação Boticário de Proteção a Natureza, pelo patrocínio. À Fundação Flora de Apoio a Botânica, por administrar o apoio financeiro recebido. Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela bolsa de Doutorado cedida durante a realização deste trabalho. A Eletronuclear pelo apoio logístico oferecido durante as atividades de campo. Obrigado pela ajuda sem a qual este trabalho não seria possível.

A todo o pessoal que me auxiliou nos trabalhos de campo, Sergio Andrade Cabral, Miina Meindald, Fernando Azeredo Junior, Suzana Leles, Sofia Graça Aranha, Jessica Rodrigues de Pinho, Leidson Allan, Daniela Batista Corneli da Silva, Rafael Souza Almeida, Miria Baracho Ribeiro, Felipe Luna Eggenstein, Bruno Cardoso da Silva, Aline Perola Rossetto, Laís Mariana Machado Souto-Maior e Luciana Backes Vilete Pereira, o meu muito obrigado pela ajuda e ótimos momentos vividos.

À minha princesa, meu amor, Catarina Pereira Coutinho Lozinsky, que ao longo destes anos vem me dando forças para nunca desistir. Os seus bons ensinamentos levo para minha vida, pois me fazem ser um homem melhor, mais justo e bom, obrigado por me amar e me fazer feliz, pois eu te amo muito, pequenina.

RESUMO

ESPÉCIES DE MACROALGAS INDICADORAS COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DO AMBIENTE MARINHO, ENFOCANDO O AQUECIMENTO GLOBAL: ESTUDO DE CASO NA ESEC TAMOIOS, RIO DE JANEIRO

Rodrigo Mariath Varela da Costa

Orientadores: Maria Teresa Menezes de Széchy

Ricardo Moreira Chaloub

Resumo da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Museu Nacional, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica).

A temperatura da água do mar é um dos fatores abióticos mais importantes para a sobrevivência e o crescimento dos organismos marinhos. Nas últimas décadas, com o aquecimento da atmosfera do planeta e com as previsões de elevação da temperatura dos oceanos de 2 a 5° graus Celsius para o final deste século, cresce a demanda por infraestrutura ou ambientes que possam simular as condições futuras em escala adequada. Estes gradientes de temperatura podem ser utilizados na geração de informações que favoreçam o entendimento do funcionamento destes ambientes costeiros que representam cenários atuais e futuros em relação a este parâmetro. A Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA), atualmente com duas unidades em funcionamento, lança seus efluentes líquidos aquecidos no Saco Piraquara de Fora, promovendo o aumento da temperatura superficial da água do mar. Esta pluma térmica,

estabelecida até os 2 metros de profundidade, pode atingir 35°C, especialmente no verão e/ou quando as duas unidades encontram-se em operação. Esta temperatura representa o pior dos cenários relacionados ao aquecimento do Atlântico, previsto para 2100. Na busca de se avaliar a efetividade da referida localidade para prever eventuais alterações relacionadas ao aquecimento global, descrevemos a variação da estrutura da comunidade e da sucessão ecológica das macroalgas em costões rochosos banhados ou não pela pluma térmica da CNAAA, ao longo de dois anos. A partir dos dados de cobertura, foram selecionadas as espécies de macroalgas indicadoras deste aquecimento, para posterior caracterização de seus desempenhos fisiológicos na temperatura atual ou futura. Para tal, foram escolhidas a Ponta do Arame, Marina Piraquara e a Ponta do Tubarão (28 e 35°C a 2 metros de profundidade, e 22-26°C a 4 metros) como áreas que simulam a temperatura futura, e a Ilha Sabacu e a Ilha Redonda (22-26°C a 2 e a 4 metros) como locais de referência, apresentando a temperatura da água do mar típica da região costeira do sudeste do Brasil. Através de mergulhos autônomos mensais, de janeiro de 2012 a dezembro de 2013, foram medidas a temperatura da água do mar, o pH, a salinidade e a cobertura dos organismos. A cobertura média das espécies que recrutaram em discos foi descrita ao longo de seis tempos sucessionais, juntamente com a densidade de macroherbívoros. Os rendimentos quânticos operacionais ($\Delta F/F_m$ '), os rendimentos quânticos máximos (F_v/F_m) e a produção e consumo de oxigênio por *S. vulgare* C. Agardh foram determinados em diferentes temperaturas. *Sargassum vulgare* e *Dichotomaria marginata* (J.Ellis & Solander) Lamarck não ocorreram nos costões submetidos à pluma térmica. Por outro lado, *Jania* spp. foi abundante na comunidade quando sujeita ao aquecimento da água do mar. A sucessão ecológica foi marcada pela formação de quatro trajetórias sucessionais distintas. Sob a influência da pluma térmica, a composição de espécies pouco foi alterada entre os estágios sucessionais. Em

contraste, fora da pluma térmica, a composição de espécies resultou na formação de três grupos, caracterizados pelos estágios iniciais, intermediários e avançados da sucessão. Independentemente do local e da profundidade em que *S.vulgare* ocorreu, a sua maior cobertura foi detectada após 366 dias de colonização. As análises do rendimento fotossintético de *S.vulgare* demonstraram a presença de fotoinibição dinâmica e crônica ao longo dos seus ciclos diurno e circadiano, levando à redução da eficiência fotossintética. Esta redução foi magnificada em temperaturas acima de 30°C, onde a produtividade líquida de *S. vulgare* também foi reduzida. Os dados sugerem que as comunidades de costões rochosos do sudeste do Brasil, quando sujeitas a temperaturas médias da água do mar superiores a 30°C, podem sofrer a perda de *S. vulgare* e que *Jania* spp. possui adaptações que permitem sobreviver em mares aquecidos, ocupando o substrato na ausência de espécies competitivamente superiores.

Palavras-chave: costões rochosos, ecofisiologia, espécies indicadoras, estrutura da comunidade, macroalgas, sucessão ecológica, temperatura.

Rio de Janeiro

Fevereiro de 2015

ABSTRACT

MACROALGAE INDICATOR SPECIES AS A TOOL FOR MARINE ENVIRONMENTAL ASSESSMENT, FOCUSING ON GLOBAL WARMING: A CASE STUDY IN ESEC TAMOIOS, RIO DE JANEIRO

Rodrigo Mariath Varela da Costa

Orientadores: Maria Teresa Menezes de Széchy

Ricardo Moreira Chaloub

Abstract da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Museu Nacional, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica).

Sea temperature is one of the most important abiotic factors for the growth and survivor of marine organisms. Over the last few decades, due to global warming and the estimation that sea temperature will rise from 2 to 5 degrees until the end of the this century, there is an increasing need for infrastructure that enable us to mimic future ocean ecology conditions in a proper scale. Temperature gradients can be used to generate information allowing the comprehension of how these coast environments function which represent the present and future scenarios. Brazilian power plant Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto - CNAAA, currently functioning with two unities, discharges its warm sea water effluents at Piraquara de Fora Cove. In doing so, it helps promote the increase of seawater surface temperatures. This thermal plume established up to two meters deep can achieve 35°C, especially over the summer when the power plant's two units are functioning. This temperature depicts the worst-case scenario regarding the Atlantic warming, scheduled for 2100. In seeking to assess the effectiveness of that locality in order to predict any changes related to global warming, over the course of two years we have described the variation of the macroalgae

community structure and ecological succession on rocky shores plated or not by CNAAA thermal plume. Based on the coverage data, species of macroalgae that indicate warmer sea temperatures were selected. Subsequently, their physiological performances in current and future temperatures were analyzed. To this end, the areas chosen to simulate future temperatures were Ponta do Arame, Marina Piraquara and Ponta do Tubarão (28-35°C up to two meters deep and 22-26°C up to four meters). Ilha Sabacu and Ilha Redonda (22-26°C up to two and four meters) were selected to represent sea temperatures typical to the coastal region of Southeast Brazil. Sea temperature, pH, salinity, and the benthic cover were measured through monthly scuba diving activities from January 2012 to December 2013. The recruited species average coverage as well as the macroherbivores density have been described six successional times. The effective quantum yield ($\Delta F/F_m'$), maximum quantum yield (F_v/F_m) and the *S. vulgare* C. Agardh production and consumption of oxygen were determined at different temperatures. *Sargassum vulgare* and *Dichotomaria marginata* (J.Ellis & Solander) Lamarck did not occur on the rocky shores exposed to thermal plume. On the other hand, *Jania* spp. was found in abundance in the community as a result of the process of heating water. The ecological succession is characterized by the formation of four distinct successional trajectories. Under the influence of the thermal plume, species composition was only mildly altered between successional stages. In contrast, outside the thermal plume, species composition resulted in the formation of three groups characterized by the early, intermediate and advanced stages of succession. Regardless of the location and depth at which *S. vulgare* occurred, their greatest cover was detected after 366 days of colonization. The analysis of *S. vulgare* photosynthetic yield demonstrated the presence of dynamic and chronic photoinhibition during daylight and circadian cycles, leading to reduced photosynthetic efficiency. A greater reduction was

observed at temperatures above 30°C, where the net productivity of *S. vulgare* was also reduced. The data suggest that rocky shore communities of Southeast Brazil, when subjected to average sea temperatures above 30°C, may suffer the loss of *S. vulgare*. Nonetheless, *Jania* spp. has been able to adapt to survive in warmer sea temperatures, occupying the substrate in the absence of competitively superior species.

Keywords: rocky shores, ecophysiology, indicator species, community structure, macroalgae, ecology succession, temperature.

Rio de Janeiro

Fevereiro de 2015

SUMÁRIO

Resumo.....	8/10
Abstract.....	11/13
Sumário.....	14/15
Lista de Figuras.....	16/23
Lista de Tabelas.....	24/26
Introdução Geral.....	27/32
Objetivos.....	33/34
Área de Estudo.....	34/35
CAPÍTULO I – Espécies de macroalgas indicadoras das assembleias de macroalgas sujeitas ou não a distúrbio por estresse térmico em costões rochosos no sudeste do Brasil.	
Introdução.....	38/41
Área de Estudo.....	42
Materiais e Métodos.....	42/45
Resultados.....	45/54
Discussão.....	54/59
Conclusão.....	60
Referências Bibliográficas.....	61/66
Figuras.....	67/83
Tabelas.....	84/86
CAPÍTULO II – A sucessão ecológica em costões rochosos sujeitos ou não a distúrbio por estresse térmico no sudeste do Brasil.	
Introdução.....	88/92
Área de Estudo.....	92/93
Materiais e Métodos.....	93/96
Resultados.....	96/127
Discussão.....	127/133
Conclusão.....	133
Referências Bibliográficas.....	134/139
Figuras.....	140/156

Tabelas.....	157/169
--------------	---------

CAPÍTULO III – As respostas ecofisiológicas de *Sargassum vulgare* C. Agardh ao longo de um gradiente térmico em costões rochosos no sudeste do Brasil.

Introdução.....	171/174
Área de Estudo.....	174/175
Materiais e Métodos.....	175/182
Resultados.....	182/188
Discussão.....	188/191
Conclusão.....	191
Referências Bibliográficas.....	192/196
Figuras.....	197/207
Tabelas.....	208
Conclusões Finais.....	209
Referências Bibliográficas (Introdução Geral).....	210/219

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1:** Seção horizontal do gradiente de temperatura gerado pelo distanciamento da descarga da água do mar aquecida pela CNAAA. A = Inverno (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas), B = Verão (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas) Fonte: EIA RIMA (2005).....67
- Figura 2:** Vista Lateral da pluma térmica gerada pela descarga da água do mar aquecida pelo funcionamento da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) (Vargas 1986).....67
- Figura 3:** A circunferência em preto delimita a localização da área de estudo, na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fonte Gogle Earth).....68
- Figura 4:** Costões rochosos estudados, A- Ponta do Arame, M- Marina Piraquara, T- Ponta do Tubarão, I- Ilha Sabacu e IR- Ilha Redonda (Fonte Gogle Earth).....68
- Figura 5:** Variação da temperatura da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade entre os meses de janeiro de 2012 e dezembro de 2013. A- Ponta do Arame e B- Ilha Sabacu.....69
- Figura 6:** Variação da salinidade da água do mar entre os meses de julho de 2012 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação da salinidade da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação da salinidade da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS). A salinidade é apresentada em partes por milhão.....70
- Figura 7:** Variação do potencial de hidrogênio (pH) da água do mar entre os meses de janeiro de 2013 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação do pH da

água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação do pH da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS).....71

Figura 8: Número total de gêneros de macroalgas identificados aos 2 e 4 metros de profundidade ao longo dos 22 meses amostrados em **A** 2012 e **B** 2013. PA = Ponta do Arame (colunas pretas), IS = Ilha Sabacu (colunas brancas), M = Marina Piraquara (colunas vermelhas), P = Ponta do Tubarão (colunas azuis) e IR = Ilha Redonda (coluna amarela).....72

Figura 9: Dendrograma com 36 variáveis x 114 observações da média dos valores brutos de cobertura das espécies obtidos nas profundidades 2 e 4 metros de cada local estudado. Aonde, A- Ponta do Arame, M- Marina Piraquara, T- Ponta do Tubarão, I- Ilha Sabacu e IR- Ilha Redonda. Os números representam a profundidade 2 metros e 4 metros. Por último, as siglas V1, V2 e V3 representam o verão, O1 e O2 o outono, I1 e I2 o inverno e P2 e P3 a primavera de 2012. As siglas V4, V5, V6 e V7 representam o verão, O3 e O4 o outono, I3, I4 e I5 o inverno, P4 e P5 a primavera e V8 representa dezembro de 2013.....73

Figura 10: Cobertura relativa de *Jania* spp. ao longo do estudo em A- Ponta do Arame a 2 metros de profundidade, B- Ponta do Arame a 4 metros de profundidade, C- Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade e D- Ilha Sabacu a 4 metros de profundidade. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tuckey.....75

Figura 11: Cobertura relativa de *Sargassum vulgare* ao longo do estudo em A- Ponta do Arame a 4 metros de profundidade, B- Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade e C- Ilha Sabacu a 4 metros de profundidade. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tuckey.....76

Figura 12: Cobertura relativa de <i>Dichotomaria marginata</i> (J. Ellis & Solander) Lamarck ao longo do estudo aos 4 metros de profundidade na Ponta do Arame. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tukey.....	77
Figura 13: Cobertura relativa de <i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh ao longo do estudo em A- Ponta do Arame a 4 metros de profundidade, B- Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade e C- Ilha Sabacu a 4 metros de profundidade. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tukey.....	78
Figura 14: Cobertura relativa de <i>Jania</i> spp. nos meses de janeiro, fevereiro, abril e julho de 2013 na Marina Piraquara (M) em A- 2 metros de profundidade, B- 4 metros de profundidade. As letras a cima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tukey.....	79
Figura 15: Cobertura relativa de <i>Jania</i> spp. nos meses de janeiro, fevereiro, abril e julho de 2013 na Ponta do Tubarão (T) em A- 2 metros de profundidade, B- 4 metros de profundidade. As letras a cima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tuckey.....	80
Figura 16: Cobertura relativa de <i>S. vulgare</i> nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2013 na Marina Piraquara (M) e na Ponta do Tubarão (T) a 4 metros de profundidade. As letras a cima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tukey (n=4).....	81
Figura 17: Comparação entre a cobertura relativa das espécies de macroalgas indicadoras do aquecimento da água do mar ao longo do estudo. Onde, A- <i>Sargassum vulgare</i> , B- <i>Caulerpa racemosa</i> e C- <i>Jania</i> spp.....	82

Figura 18: Correlação entre a cobertura relativa das espécies indicadoras do aquecimento da água do mar e a temperatura da água (dados transformados em arcosen da raiz quadrada da proporção, n=4). Onde A- *Sargassum vulgare*, B- *Dichotomaria marginata*, C- *Caulerpa racemosa* e D- *Jania* spp.....83

CAPÍTULO II -

Figura 1: Seção horizontal do gradiente de temperatura gerado pelo distanciamento da descarga da água do mar aquecida pela CNAAA. A = Inverno (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas), B = Verão (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas) Fonte: EIA RIMA (2005).....140

Figura 2: Vista Lateral da pluma térmica gerada pela descarga da água do mar aquecida pelo funcionamento da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) (Vargas 1986).....140

Figura 3: A circunferência em preto delimita a localização da área de estudo, na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fonte Gogle Earth).....141

Figura 4: Localização da área de estudo situada no município de Angra dos Reis -RJ. Onde, A- Pontado Arame e IS- Ilha Sabacu (Fonte Google Earth).....141

Figura 5: Disco com 64 dias de colonização fixado sobre o costão rochoso da Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade.....142

Figura 6: Variação da temperatura da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade entre os meses de janeiro de 2012 e dezembro de 2013. A- Ponta do Arame e B- Ilha Sabacu.....143

Figura 7: Variação da salinidade da água do mar entre os meses de julho de 2012 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação da salinidade da água do

mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação da salinidade da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS). A salinidade é apresentada em partes por milhão.....144

Figura 8: Variação do potencial de hidrogênio (pH) da água do mar entre os meses de janeiro de 2013 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação do pH da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação do pH da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS).....145

Figura 9: Densidade média de macroherbívoros bentônicos por metro quadrado aos 2 e 4 metros de profundidade de dia (diurno) e de noite (noturno) na Ponta do Arame (PA).....146

Figura 10: Densidade média de macroherbívoros bentônicos por metro quadrado aos 2 e 4 metros de profundidade de dia (diurno) e de noite (noturno) na Ilha Sabacu (IS)..147

Figura 11: Densidade dos oito grupos de macroinvertebrados vageis na Ponta do Arame (PA) e na Ilha Sabacu (IS) a dois (colunas pretas) e quatro (colunas brancas) metros de profundidade nos períodos diurno e noturno.....147

Figura 12: Dendrograma com 8 variáveis x 138 observações da densidade de macroinvertebrados vageis nos diferentes locais, profundidades, período do dia, anos e estações. Aonde, A- Ponta do Arame, I- Ilha Sabacu, 2 – dois metros de profundidade, 4 – quatro metros de profundidade, N – Noturno, D – diurno, 12 – ano de 2012, 13 – ano de 2013, V – Verão, O – Outono, I – inverno e P - Primavera.....148

Figura 13: Riqueza das espécies de macroalgas a dois (linha continua) e quatro (linha tracejada) metros de profundidades em A – Ponta do Arame e B – Ilha Sabacu.....149

Figura 14: Dendrograma com 50 variáveis x 22 observações da composição de espécies nos diferentes tempos sucessionais, profundidades e locais. Aonde, PA- Ponta do

Arame, IS- Ilha Sabacu, 2m – dois metros de profundidade, 4m – quatro metros de profundidade e 12, 14, 30, 64, 100, 366 e 720 dias de colonização.....150

Figura 15: Porcentual de cobertura das espécies de macroalgas na Ponta do Arame ao longo de seis tempos sucessionais a dois (colunas pretas) e quatro (colunas brancas) metros de profundidade. Onde, A – 14 dias de colonização, B – 30 dias de colonização, C – 64 dias de colonização, D – 100 dias de colonização, E – 366 dias de colonização e F – 720 dias de colonização.....151/152

Figura 16: Porcentual de cobertura das espécies de macroalgas na Ilha Sabacu ao longo de seis tempos sucessionais a dois (colunas pretas) e quatro (colunas brancas) metros de profundidade. Onde, A – 12 dias de colonização, B – 30 dias de colonização, C – 64 dias de colonização, D – 366 dias de colonização e E – 720 dias de colonização.....153/154

Figura 17: Porcentual de cobertura das algas filamentosas (Bolas prteas e linha tracejada), cenocíticas (quadrado preto e linha tracejada), foliáceas (triângulo preto e linha tracejada), macrófitas corticadas (losângulo preto e linha tracejada), macrófitas coriáceas (bola branca e linha contínua), calcárias articuladas (quadrado branco e linha contínua), CCA (triângulo branco e linha contínua) e da fauna (losângulo branco e linha contínua) ao longo da sucessão. Onde, A – Ponta do Arame a dois metros de profundidade, B - Ponta do Arame a quatro metros de profundidade, E – Ilha Sabacu a dois metros de profundidade e F - Ilha Sabacu a quatro metros de profundidade.....155/156

CAPÍTULO III –

Figura 1: A circunferência em preto delimita a localização da área de estudo, na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fonte Gogle Earth).....	197
Figura 2: Localização da área de estudo situada no município de Angra dos Reis -RJ. Onde, A- Pontado Arame e IS- Ilha Sabacu (Fonte Google Earth).....	197
Figura 3: Localização dos pontos para onde foram transplantadas as pedras colonizadas por <i>S. vulgare</i> . As setas indicam os pontos distanciados 200, 500 e 1200 metros, respectivamente, da descarga da água do mar aquecida pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) (Fonte Google Earth).....	198
Figura 4: Princípio da análise de dissipação da fluorescência pelo método do pulso de saturação (F_0 = Fluorescência mínima; F_m = Fluorescência máxima; F_v = Fluorescência variável; F = Fluorescência estacionária; F_m' = Fluorescência máxima das amostras aclimatadas à luz) (adaptado de Heinz Walz GmbH 1998).....	199
Figura 5 Analise do ciclo circadiano de <i>S. vulgare</i> (seta verde) a dois metros de profundidade utilizando um diving-PAM (seta preta). Onde, a temperatura (seta vermelha) e a luz (seta amarela) foram medidas com auxílio de dataloggers presos a lastros de pedra.....	200
Figura 6: Parâmetros fotossintéticos quantitativos obtidos através dos valores de rETR em função da Irradiância (em $\mu\text{mol de fótons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) nas Curvas Rápidas de Luz. Adaptado de Ralph & Gademann (2005).....	201
Figura 7: Cano de PVC com 1 metro de comprimento utilizado como suporte para a fixação dos frascos de DBO (n=5). Estes módulos experimentais estavam presos a um lastro e a uma boia por uma corda, mantendo a profundidade de incubação em 2 metros.....	202

Figura 8: Ciclo diurno de *S. vulgare* a 4 m de profundidade na Ponta do Arame. A: radiação fotossinteticamente ativa medida entre 10:00h e 18h:18min. B: medidas de rendimento quântico efetivo e rendimento fotossintético potencial em cinco horários diferentes (10:00, 12:00, 14:00, 16:00 e 18:00 h). As letras acima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tuckey (n=8).....203

Figura 9: Parâmetros fotossintéticos quantitativos obtidos através dos valores de rETR em função da Irradiância (em $\mu\text{mol de f\u00f3tons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) nas Curvas R\u00e1pidas de Luz realizadas durante o ciclo diurno de *S. vulgare* em cinco hor\u00e1rios diferentes 10:00 (linha azul escuro e circulo), 12:00 (linha rosa e quadrado), 14:00 (linha amarela e tri\u00e2ngulo), 16:00 (linha azul claro e x) e 18:00 (linha vermelha e asteristico).....204

Figura 10: Ciclo circadiano de *S. vulgare* a 2 m de profundidade nos transplantes distanciados 200, 500 e 1200 m da descarga de \u00e1gua do mar aquecida pela CNA\u00c1A. A: rela\u00e7\u00e3o entre o rendimento fotossint\u00e9tico operacional ($\Delta F/F_m'$ e F_v/F_m) e a radia\u00e7\u00e3o fotossinteticamente ativa; B: temperatura da \u00e1gua do mar ao longo dos 4 dias de experimento.....205

Figura 11: Taxa relativa de transporte de el\u00e9trons (rETR) de *S. vulgare* a 2 metros de profundidade nos transplantes distanciados 200, 500 e 1200 metros da descarga de \u00e1gua do mar aquecida pela CNA\u00c1A ao longo dos 4 dias de experimento.....206

Figura 12: Incuba\u00e7\u00f5es de *S. vulgare* em garrafas de DBO (n=5) distanciadas 200, 500 e 1200 metros da descarga de \u00e1gua do mar aquecida pela CNA\u00c1A. Onde, A representa a temperatura da \u00e1gua do mar durante as incuba\u00e7\u00f5es e B representa a produ\u00e7\u00e3o e a respira\u00e7\u00e3o do oxig\u00eanio dissolvido na \u00e1gua do mar utilizada nas incuba\u00e7\u00f5es. As medidas est\u00e3o em mg O₂/ peso seco (grama)/ tempo (horas). As letras a cima das colunas

indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tuckey (n=5).....207

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1: Táxons das macroalgas e dos macroinvertebrados bentônicos sésseis identificados na Ponta do Arame (PA), Marina Piraquara (M), Ponta do Tubarão (T), Ilha Sabacu (IS) e Ilha Redonda (IR).....84/85

Tabela 2: Cobertura em porcentual dos diferentes gêneros/ grupos taxonômicos identificados nos diferentes locais e profundidades ao longo dos anos de 2012 e 2013. Ponta do Arame (PA), Marina Piraquara (M), Ponta do Tubarão (T), Ilha Sabacu (IS) e Ilha Redonda (IR).%= média aritmética; s= desvio-padrão (n=4).....86

CAPÍTULO II –

Tabela 1: Análise de variâncias da densidade dos ouriços-do-mar no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.....157

Tabela 2: Análise de variâncias da densidade dos siris no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.....158

Tabela 3: Análise de variâncias da densidade dos caranguejos no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.....159

Tabela 4: Análise de variâncias da densidade dos gastrópodes no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.....160

Tabela 5: Análise de variâncias da densidade dos ermitões no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.....	161
Tabela 6: Porcentual de cobertura dos organismos recrutados nos discos a dois (2m) e quatro (4m) metros de profundidade ao longo de seis tempos sucessionais na Ponta do Arame. Onde, % -média do porcentual de cobertura e s – desvio padrão.....	162
Tabela 7: Porcentual de cobertura dos organismos recrutados nos discos a dois (2m) e quatro (4m) metros de profundidade ao longo de seis tempos sucessionais na Ilha Sabacu. Onde, % -média do porcentual de cobertura e s – desvio padrão.....	163
Tabela 8: Análise das variâncias da riqueza das macroalgas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.....	164
Tabela 9: Análise das variâncias da riqueza das macroalgas em função do tempo e da profundidade na Ilha Sabacu.....	164
Tabela 10: Análise de variâncias da cobertura das algas filamentosas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.....	165
Tabela 11: Análise de variâncias da cobertura das algas filamentosas em função da profundidade e do local.....	165
Tabela 12: Análise de variâncias da cobertura das algas foliáceas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.....	166
Tabela 13: Análise de variâncias da cobertura das algas foliáceas em função do tempo e da profundidade na Ilha Sabacu.....	166
Tabela 14: Análise de variâncias da cobertura das algas macrófitas corticadas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.....	167
Tabela 15: Análise de variâncias da cobertura das algas macrófitas coriáceas em função da profundidade e do local.....	167

Tabela 16: Análise de variâncias da cobertura das algas calcárias articuladas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.....	168
Tabela 17: Análise de variâncias da cobertura das algas calcárias articuladas em função do local e da profundidade.....	168
Tabela 18: Análise de variâncias da cobertura das algas crostosas em função do tempo, do local e da profundidade.....	169

CAPÍTULO III –

Tabela 1: Análise de variâncias do rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m'$) e do rendimento fotossintético potencial (F_v/F_m) nos diferentes tratamentos e tempos.....	208
Tabela 2: Eficiência fotossintética (α), capacidade fotossintética máxima ($rETR_{m\acute{a}x}$) e o valor de irradiância mínima de saturação da atividade fotossintética (E_k) ao longo do ciclo diurno de <i>S. vulgare</i>	208
Tabela 3: Análise de variâncias do rendimento quântico operacional de <i>S. vulgare</i> nos diferentes tratamentos e tempos.....	208

Introdução Geral

O clima da Terra é resultante da combinação de fatores entre duas grandes fontes energéticas: as provenientes do sol e as originadas no interior do globo. Qualquer alteração ocorrida em uma dessas fontes afeta profundamente o clima terrestre (Dias *et al.* 2009). Ondas de calor tornaram-se mais frequentes e extremas durante o século 20 e há previsão de mais aumento no século 21 (Easterling *et al.* 2000, Meehl *et al.* 2007). Segundo o quinto relatório de avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC 2014), a principal causa do aquecimento presente é, com elevado grau de certeza, a emissão de gases estufa pelas atividades humanas, com destaque para a emissão de gás carbônico.

Os cenários globais de longo prazo de sistemas naturais da terra são uma ferramenta importante para a avaliação das mudanças climáticas. A principal razão para a utilização de cenários é que a mudança climática é um processo lento, em que as decisões de hoje podem ter consequências irreversíveis ao longo de décadas ou mesmo séculos. A análise de cenários foi desenvolvida como uma ferramenta para explorar diferentes possibilidades de futuro sob pressupostos claramente definidos (Moss *et al.* 2010, van Vuuren *et al.* 2012).

Burrows *et al.* (2011) utilizaram o ritmo das mudanças climáticas no ambiente terrestre e nos oceanos ao longo de 50 anos (1960-2009) para prever mudanças na temperatura em escalas temporal ($^{\circ}\text{C}/\text{década}$) e espacial ($^{\circ}\text{C}/\text{Km}$), na velocidade ($\text{Km}/\text{década}$) e mudança nas estações do ano ($\text{dias}/\text{década}$). Estas previsões sugerem que os efeitos diretos das mudanças climáticas são tão grandes nos oceanos como em terra, em latitudes comparáveis, sendo maiores próximas ao Equador, onde a temperatura média superficial da água do mar deve aumentar em 5°C até 2100.

Alterações de temperatura já são documentadas nas áreas geográficas (Walther *et al.* 2002, Parmesan & Yohe 2003, Hickling *et al.* 2006, Colwell *et al.* 2008, Tanaka *et al.* 2012, Bates *et al.* 2014, Komatsu *et al.* 2014). Mudanças na fenologia sazonal (Parmesan 2007), nas interações das comunidades (Both *et al.* 2009, Voerman *et al.* 2013) e na genética (Bradshaw & Holzapfel 2001) são atribuídas às recentes mudanças climáticas, pelo quarto e quinto Painéis Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC 2007, 2014). Muitos desses deslocamentos bióticos foram detectados em altas latitudes no Hemisfério Norte, onde o aquecimento é mais rápido (Parmesan 2007). Em contraste, as mudanças nas regiões tropicais deverão ser menos acentuadas porque o aquecimento é menos pronunciado (IPCC 2007, 2014). No entanto, os impactos do aquecimento na fisiologia e na taxa metabólica de alguns seres vivos podem ser exponencialmente aumentados (Gillooly *et al.* 2001).

A sobrevivência e o crescimento de organismos marinhos em geral dependem da temperatura da água do mar, embora muitas espécies tenham uma variedade de estratégias fisiológicas que lhes permitem se aclimatar às baixas ou altas temperaturas destas águas (Langford 1990, Lüning 1990, Chisholm 2003, Silva & Santos 2004, Martin *et al.* 2006, Martin & Gattuso 2009).

A água do mar tem sido muito utilizada para o resfriamento de algumas fábricas e usinas, e seu uso foi potencializado com a industrialização e a urbanização (Langford 1990, Foster *et al.* 2005). Após o processo de resfriamento, a água aquecida é geralmente lançada no meio aquático, afetando a estrutura das assembléias e a distribuição das espécies de algas marinhas, que podem ser utilizadas como indicadores biológicos da poluição térmica (Roessler 1971, Thorhaug 1974, Keskitalo & Ilus 1987, Schiel *et al.* 2004, Foster *et al.* 2005, Veloso *et al.* 2005, Kim *et al.* 2008, Mayer-Pinto *et al.* 2012, Texeira *et al.* 2012). O branqueamento e a plasmólise das células de algas

encontradas nessas áreas podem estar relacionados ao efluente térmico (North 1969, Lobban *et al.* 1985). Estes efeitos negativos reduzem a sobrevivência e o crescimento dos organismos marinhos, resultando na redução do número de táxons (Wood & Ziemann 1969, Kim *et al.* 2008, Mayer-Pinto *et al.* 2012). Além disso, alterações da dominância dos grupos morfo-funcionais são também um dos principais efeitos do estresse térmico na estrutura das comunidades (Kim *et al.* 2008).

Os efeitos dos efluentes aquecidos parecem ser mais graves em áreas tropicais, especialmente no verão, quando a temperatura da água do mar está perto dos limites superiores de tolerância da maioria dos organismos marinhos (Laws 1993, Somero 2010, Tomanek 2010). Por exemplo, em áreas tropicais ou subtropicais, como a Flórida, Índia, Coreia e Brasil, o aumento na temperatura da água do mar causada pelos efluentes das usinas nucleares, leva à diminuição da biomassa, riqueza e cobertura de muitos organismos bentônicos (Thorhaug *et al.* 1973, Suresh *et al.* 1993, Vilanova *et al.* 2004, Kim *et al.* 2008, Mayer-Pinto *et al.* 2012).

A estrutura de uma comunidade é determinada pelo grupo de organismos que ocorrem simultaneamente em um determinado tempo e espaço (Begon *et al.* 1996), incluindo os padrões de distribuição, a abundância das espécies e a diversidade específica (Menge 1976) e das interações entre seus organismos e a natureza físico-química do ambiente (Reed & Foster, 1984; Chapman, 1986, 1995).

A temperatura da água do mar está entre os fatores mais importantes na determinação da estrutura das comunidades bentônicas, dentre outros fatores, como exposição às ondas, incidência de luz, dessecação, salinidade, pH da água, disponibilidade de nutrientes, quantidade de sedimentos em suspensão, interações biológicas, como competição inter e intra-específica, herbivoria e predação (Lubchenco 1978, Lubchenco & Menge 1978, Underwood & Jernakoff 1981, Lubchenco & Gaines

1981, Steneck 1982, Taylor & Littler 1982, Hawkins & Hartnoll 1983, Duggins & Dethier 1985, Fletcher 1987, Pan & Lowe 1994, VanTamelon 1996). Estes fatores podem variar no tempo e no espaço, sazonalmente ou não, influenciando a presença e a abundância das espécies na comunidade (Santelices *et al.* 1981, Underwood 1981b, Seapy & Littler 1982, Yoneshigue-Valentin & Valentin 1992, Fong *et al.* 1996).

Qualquer evento relativamente descontínuo no tempo, que remova ou danifique organismos da comunidade, criando, direta ou indiretamente, oportunidade para o estabelecimento de novos indivíduos da mesma espécie ou de espécies diferentes, é classificado como distúrbio (Sousa 1984a). É sabido que a maioria dos habitats naturais está frequentemente sendo submetida a distúrbios, o que produz um mosaico de manchas caracterizadas por diferentes estágios sucessionais das comunidades (Levin & Paine 1974, Dethier 1984, Sauer-Machado *et al.* 1992). O conhecimento da dinâmica dessa sucessão é imprescindível para o entendimento da estrutura de uma comunidade (Souza 1984a, Farrell 1991).

Após um distúrbio, à medida que o espaço para a colonização é aberto, é observado o estabelecimento sucessivo de novas espécies. Estas mudanças em uma comunidade são acessadas através do estudo da sucessão ecológica (Connell & Slatyer 1977, Farrell 1991). No curso da sucessão ecológica, os processos que controlam o recrutamento das espécies e sua abundância mudam progressivamente de puramente físicos para predominantemente biológicos. Dessa forma, a colonização de um substrato passa por uma sequência de sobreposições ao longo do tempo, desde o condicionamento bioquímico, colonização bacteriana, incrustamento por organismos eucariontes unicelulares até os multicelulares (Wahl 1989). Nesta sequência, a influência da hidrodinâmica pode ser importante no assentamento das algas (Vadas *et al.* 1992).

Segundo Connell & Slatyer (1977), os mecanismos de competição por recursos entre plantas ou animais sésseis, e as interações com herbívoros, predadores e patógenos são determinantes para o curso da sucessão. A variação na abundância desses recursos, espacial e temporalmente, irá determinar a natureza e a intensidade das interações competitivas (Carpenter 1990). O resultado da competição influencia a sobrevivência, o crescimento e o sucesso reprodutivo dos organismos envolvidos no processo (Denley & Dayton 1985, Olson & Lubchenco 1990). No caso de macroalgas, as taxas de recrutamento e sobrevivência das espécies podem estar diretamente relacionadas à taxa de herbivoria (Underwood & Jerkanoff, 1981). A herbivoria pode controlar direta ou indiretamente o processo de colonização do substrato, além de influenciar na diversidade e na abundância da flora nas comunidades de costões rochosos (Steneck 1982, Lubchenco 1983, Menge *et al.* 1985, Menge 1991, McCook 1996).

Na estruturação das comunidades, as características populacionais, como fenologia e demografia, particularmente de espécies dominantes, são de extrema importância (Paine 1974, Dayton 1975, Paula & Oliveira Filho 1980, Hawkins & Harkin 1985, Fonseca 1998, Széchy *et al.* 2006). Estudos realizados em diferentes regiões mostram diferentes organismos dominantes em comunidades de costão rochosos (Oliveira Filho & Mayal 1976, Lubchenco & Menge 1978, Underwood *et al.* 1991). Algas pardas, de maneira geral, dominam o infralitoral de costões rochosos em regiões temperadas frias (Bold & Wynne 1978, Hawkins & Harkin 1985, Luning 1990) e em regiões tropicais (Paula 1978, Eston & Bussab 1990), podendo ser responsáveis por uma produtividade tão alta quanto, ou maior, que alguns dos mais produtivos sistemas terrestres (Mann 1973, 1977). Algas pardas da ordem Fucales podem ser dominantes especialmente em locais protegidos da ação direta das ondas (Menge 1976, Lubchenco 1983, Széchy & Paula 2000).

Bancos de *Sargassum* correspondem a um habitat bastante favorável para uma diversificada flora e fauna acompanhante, fornecendo locais para fixação, são fontes diretas e indiretas de alimento, proteção contra predadores, dessecação e deslocamento causado pela circulação da água (Norton 1971, Hayward 1980, Norton & Benson 1983, Edgar & Aoki 1993, Széchy *et al.* 2001).

Nos costões rochosos do Saco Piraquara de Fora, na Baía da Ilha Grande, são descritos bancos de *Sargassum*, que variam na sua abundância em função da profundidade e da distância da descarga de água do mar aquecida pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA), bem como em função da época do ano (Veloso *et al.* 2005, Veloso & Széchy 2008). No inverno, quando as plantas de *Sargassum* (Phaeophyceae) ficam senescentes ou morrem, as fisionomias das comunidades mudam drasticamente, pois passam a dominar algas calcárias articuladas e incrustantes (Rhodophyceae). No verão de 2009-2010, com o fenômeno do *El Niño*, temperaturas superficiais elevadas (>30°C) ocorreram em toda a Baía da Ilha Grande, em particular no Saco Piraquara de Fora. A comunidade epilítica fotófila da região sublitorânea rasa desta região mostrou um gradativo declínio em termos de “standing crop”, com sinais de morte em muitas algas, incluindo as dominantes nos estratos superior e inferior. Grandes extensões de rochas ficaram cobertas por manchas esbranquiçadas de algas calcárias incrustantes mortas e os apressórios das plantas adultas de *Sargassum* não mostraram capacidade de regeneração por um longo período (MTM Széchy, comunicação pessoal).

Em escala global, as espécies estão respondendo ao estresse térmico com mudanças em suas distribuições geográficas, podendo ocorrer extinções locais (Hickling *et al.* 2006, Walther *et al.* 2002). As respostas de diferentes espécies de *Sargassum* no infra litoral de costões rochosos podem ser utilizadas como um sinal de alerta para as

mudanças climáticas (Tanaka *et al.* 2012). Na busca de se avaliar a influência que o aquecimento da água do mar tem sobre as comunidades de costões rochosos da Baía da Ilha Grande, este trabalho teve como objetivo geral descrever a estrutura da comunidade e a sucessão ecológica, indicando as espécies de macroalgas sensíveis ao aquecimento da água do mar através dos seus desempenhos ecofisiológicos.

Objetivos específicos

Capítulo I

- (1) Identificar as espécies de macroalgas, registrando sua ocorrência em locais sujeitos ou não ao aquecimento da água do mar gerado pela CNAAA, ao longo de 22 meses;
- (2) analisar a similaridade entre os locais, profundidades e épocas do ano quanto à cobertura de macroalgas e macroinvertebrados sésseis;
- (3) identificar as espécies de macroalgas indicadoras das comunidades sujeitas ou não ao aquecimento da água do mar e descrever a variação de suas coberturas ao longo de 22 meses;
- (4) correlacionar a cobertura das espécies indicadoras com a temperatura da água do mar.

Capítulo II

Descrever e comparar a sucessão ecológica e a densidade dos macroinvertebrados bentônicos vageis em dois costões rochosos protegidos, a dois e quatro metros de profundidade, sujeitos ou não a pluma térmica gerada pela CNAAA, em ambientes com ou sem a presença das algas formadoras de dossel.

Capítulo III

- (1) Avaliar, *in situ*, o rendimento fotossintético durante o ciclo diurno de *S. vulgare* recrutado a quatro metros de profundidade;

(2) avaliar, *in situ*, o rendimento fotossintético durante o ciclo circadiano de *S. vulgare* transplantado ao longo de um gradiente térmico, a dois metros de profundidade e durante quatro dias;

(3) estimar, *in situ*, o efeito da temperatura sobre a atividade fotossintética e respiratória de *S. vulgare* através da determinação da produção e do consumo de oxigênio.

Área de Estudo

O saco Piraquara de Fora possui relevo de fundo caracterizado por uma pequena planície sedimentar e pequeno aporte de sedimentos. A parte rasa está nas margens e próxima a elevações batimétricas e afloramentos. O relevo de fundo fica mais raso na parte S/SE da área mais externa em direção ao fundo da enseada, local da saída d'água das usinas (Relatório de Impacto Ambiental – RIMA da Unidade 3 da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto).

A água do mar de Itaorna é utilizada para refrigeração dos condensadores de vapor das usinas nucleares Angra 1 e 2 para, em seguida, ser lançada no Saco Piraquara de Fora. A influência mais importante do efluente líquido sobre o meio ambiente local está relacionada com a elevação da temperatura da água do mar e com a alteração do padrão de circulação, a partir do ponto de lançamento. Por ser uma região de pouca atividade industrial, a área apresenta características tais que, do ponto de vista ecológico, permitem evidenciar muito claramente todo e qualquer impacto causado pelas usinas da CNAEA (EIA RIMA 2005).

A descarga da água de refrigeração de Angra 1 é de 40 m³/s e a de Angra 2 é de 77 m³/s. Com a implementação da usina nuclear Angra 3, que deverá operar com uma vazão igual à de Angra 2, está previsto um aumento de aproximadamente 65,8% da vazão atual, quando se atingirá um fluxo de 194 m³/s (EIA RIMA 2005).

O fluxo da massa d'água, na parte mais exterior do saco Piraquara de Fora, tende a entrar pela extremidade sul e sair pelo lado norte, juntando-se com a água que segue pela área adjacente na direção da Baía da Ribeira. Na parte mais interna do saco, o baixo fluxo dá uma impressão de imobilidade. De acordo com os estudos de dispersão térmica realizados na área, para o mesmo período de maré, verificou-se que a água mais quente espalha-se igualmente pelo interior do saco, próximo ao ponto de lançamento do efluente térmico das Usinas (Relatório de Impacto Ambiental – RIMA da Unidade 3 da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto).

Nos períodos de maré vazante a circulação no saco Piraquara de Fora é mais intensa, a água penetra pela extremidade norte, circula na parte interna do saco e sai pelo lado sul. A circulação superficial evidencia a entrada de água mais fria no saco pela extremidade sul e uma saída de água mais quente pelo lado norte, indicando tendência a um sentido contrário da circulação profunda. (Relatório de Impacto Ambiental – RIMA da Unidade 3 da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto)

CAPÍTULO I

Espécies de macroalgas indicadoras das assembleias de macroalgas sujeitas ou não a distúrbio por estresse térmico em costões rochosos no sudeste do Brasil

Introdução

Ondas de calor tornaram-se mais frequentes e extremas durante o século 20 e estão previstas para aumentar no século 21 (Easterling *et al.* 2000, Meehl *et al.* 2007). Estas previsões sugerem que os efeitos diretos das mudanças climáticas, serão tão grandes nos oceanos como na terra em latitudes comparáveis, sendo mais acentuadas próximo ao Equador, onde a temperatura média da superfície da água do mar deve aumentar em 4°C até 2100 (Burrows *et al.* 2011). Um fenômeno cada vez mais frequente é o El Niño, levando ao aumento da temperatura superficial da água do mar, com uma periodicidade média de 2-7 anos (Nicholls *et al.* 2007).

Em escala global, as espécies estão respondendo ao estresse térmico com mudanças em suas distribuições, podendo ocorrer extinções locais (Walther *et al.* 2002, Hickling *et al.* 2006, Tanaka *et al.* 2012, Voerman *et al.* 2013, Bates *et al.* 2014, Komatsu *et al.* 2014). No Japão, Tanaka *et al.* (2012) registraram nos últimos 40 anos o aumento da temperatura superficial da água do mar em 0,3°C/ década, o que levou a alteração na distribuição e na dominância das algas formadoras de dossel *Ecklonia* (Laminariales) e *Sargassum* spp. (Fucales) com a substituição de espécies temperadas por tropicais. Na Espanha o aumento na temperatura superficial da água do mar nos últimos 30 anos resultou na perda de 1400 ha de florestas de kelps, com a substituição na dominância das espécies formadoras de dossel e do sub-bosque de ambientes temperado frio e quente por espécies do sub-bosque de ambientes temperados quentes (Voerman *et al.* 2013). Bates *et al.* (2014) descreveram que o aumento na temperatura da água do mar gera a mudança progressiva na extensão das populações desde a chegada, o crescimento da população até a persistência e/ou na contração das populações pelo declínio na performance o que leva ao declínio da população e extinção local. Desta forma, as respostas das espécies do infralitoral nos costões

rochosos podem ser utilizadas como um sinal de alerta para as mudanças climáticas (Pearson *et al.* 2009, Tanaka *et al.* 2012, Voerman *et al.* 2013).

Em escala local, próximo a um vulcão, na Itália, Hall-Spencer *et al.* (2008) estudaram *in situ* o efeito da acidificação dos oceanos sobre os ecossistemas bentônicos em locais mais ou menos ácidos, encontrando redução da biodiversidade e alterações radicais nos ecossistemas. As comunidades marinhas sujeitas ao aquecimento da água do mar próximas a usinas nucleares têm apresentado alterações na sua composição e na estrutura (Barnett 1972, Thorhaug *et al.* 1974, Foster 1975, Hellowell 1986, Schiel *et al.* 2004, Kim *et al.* 2008, Teixeira *et al.* 2012, Mayer-Pinto *et al.* 2012). Em particular, as assembleias de macroalgas bentônicas são alteradas pelo aquecimento da água do mar (Thorhaug 1974, Keskitalo & Ilus 1987, Schiel *et al.* 2004, Foster *et al.* 2005, Veloso *et al.* 2005, Kim *et al.* 2008, Mayer-Pinto *et al.* 2012, Texeira *et al.* 2012). A perda de táxons formadores de habitats, particularmente das espécies de macroalgas formadoras de dossel, podem gerar efeitos diretos e indiretos sobre estas assembleias (Thorhaug *et al.* 1974, Kastendiek 1982, Kennelly 1987, 1989; Figueiredo *et al.* 1996; Figueiredo *et al.* 2000; Connell 2003, Cervin *et al.* 2004; Irving *et al.* 2004, Schiel *et al.* 2004, Kim *et al.* 2008).

Como efeitos diretos, Schiel *et al.* (2004) relatam que após o início do funcionamento de uma usina nuclear na Califórnia, as algas dominantes, especialmente *Mazzaella flaccida* (Setchell & N.L.Gardner) Fredericq, *Nereocystis* Postels & Ruprecht, *Pterygophora* Ruprecht e *Laminaria* J.V.Lamouroux, tornaram-se branqueadas com a deterioração de seus talos em poucos meses, reduzindo rapidamente as suas coberturas em resposta ao aumento da temperatura da água do mar. Na Florida, Thorhaug *et al.* (1974) relataram que o início do descarte da água do mar aquecida em 5°C levou ao desaparecimento de uma comunidade dominada por *Thalassia* em uma

área de 9,3 ha, com o declínio de 50% em uma área de 30 ha com 3 a 4°C a mais na temperatura da água do mar e com o declínio 30% na abundância das algas *Halimeda* e *Penicillus* nesta mesma área. Na usina nuclear da Coreia do Norte, Kim *et al.* (2008) encontraram, apenas no verão, uma das quatro espécies de *Sargassum* C.Agardh que ocorrem na região na área de influência da descarga de água do mar aquecida. Alguns dos efeitos indiretos gerados pela perda do dossel são as alterações físico-químicas do ambiente, a viabilização de espaço disponível para a colonização, o aumento temporário no número de macroinvertebrados bentônicos (Thorhaug *et al.* 1974, Schiel *et al.* 2004) e a redução da riqueza de peixes (Teixeira *et al.* 2012).

Desta forma, as espécies de macroalgas podem ser utilizadas como indicadores biológicos do efeito do aquecimento da água do mar, quando os parâmetros como a abundância relativa e a frequência de ocorrência relativa e dentro de um grupo ou local são particularmente elevados (Dufrene & Legendre 1997).

No Brasil, a principal alga formadora de dossel pertence ao gênero *Sargassum*, que está entre as macroalgas mais abundantes nos costões rochosos do sudeste do Brasil (Paula & Oliveira-Filho 1980, Eston & Bussab 1990, Széchy & Paula 2000, Amado Filho *et al.* 2003). Bancos de *Sargassum* são particularmente conspícuos no infralitoral de substratos consolidados do sudeste do Brasil, podendo representar mais de 80% da cobertura e biomassa de algas em determinadas áreas do litoral dos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro (Paula & Oliveira-Filho 1980, Széchy & Paula 2000). No litoral de São Paulo, Paula & Oliveira Filho (1980) registraram a variação sazonal da biomassa e do comprimento de *Sargassum* que atingiu os valores máximos no final da primavera e mínimos no verão e outono. Em contraste, no litoral do Rio de Janeiro, a maior abundância de *Sargassum* ocorreu no final da primavera e no verão, e a menor abundância foi registrada no inverno e no início da primavera (Széchy *et al.* 2006).

A descarga da água do mar aquecida pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (daqui em diante CNAAA) é um distúrbio antropogênico que gera uma estratificação da coluna d'água, variando desde a completa estratificação, até a completa mistura do efluente térmico. Isto, leva ao espalhamento da camada superficial da água devido a sua flutuabilidade, gerando um gradiente de temperatura com o distanciamento da descarga (EIA RIMA 2005, Mayer-Pinto *et al.* 2012) (Fig. 01A e B). Nesse tipo de descarga, o calor se dissipa para a atmosfera a uma taxa máxima, e as mudanças de temperatura próxima ao fundo, ou no fundo, permanecem num mínimo, podendo se evidenciar a formação de uma pluma térmica (Fig. 02) (Vargas 1986). Em Texeira *et al.* (2009) e em Mayer-Pinto *et al.* (2012) a temperatura superficial da água do mar variou em função do distanciamento da descarga de água do mar aquecida, com os valores máximos de 29°C no inverno e 36°C no verão a 100 metros da descarga. Todavia, estes trabalhos foram conduzidos apenas nas profundidades sob o efeito da pluma térmica, não havendo informações sobre as condições abaixo da pluma.

Na busca de determinar quais são as modificações existentes no estrato inferior das assembleias de macroalgas sujeitas à pluma térmica e relacioná-las a alguns fatores abióticos, este trabalho teve como objetivos específicos: (1) identificar as espécies de macroalgas e macroinvertebrados sésseis, registrando sua ocorrência em locais sujeitos ou não ao aquecimento da água do mar gerado pela CNAAA, ao longo de 22 meses; (2) analisar a similaridade entre os locais, profundidades e épocas do ano quanto à cobertura de macroalgas e macroinvertebrados sésseis; (3) identificar as espécies de macroalgas indicadoras das comunidades sujeitas ou não ao aquecimento da água do mar e descrever a variação de suas coberturas ao longo de 22 meses e (4) correlacionar a cobertura das espécies indicadoras com a temperatura da água do mar.

Área de Estudo

O estudo foi realizado em cinco pontos de amostragem na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fig.3). Os pontos de amostragem denominados Ponta do Arame (23°00'49,76''S e 44°26'37,7''O), Marina Piraquara (23°01'14,03''S e 44°26'19,42''O) e Ponta do Tubarão (23°01'09,46''S e 44°26'01,75''O) estão localizados no Saco Piraquara de Fora, área de influência da descarga de água aquecida oriunda do resfriamento das turbinas da CNAAA. A Ilha Sabacu (23°00'25,51''S e 44°23'3,58''O) e a Ilha Redonda (23°02'05,34''S e 44°23'55,86''O) estão fora da influência da descarga de água aquecida pela CNAAA (Fig.4).

A Marina Piraquara, a Ponta do Tubarão e a Ilha Sabacu, estão inseridas na área da Estação Ecológica de Tamoios, instituída pelo Decreto nº 98.864, de 23 de janeiro de 1990. Todas as parcelas dos costões rochosos estudados são formados por matacões com uma única categoria de tamanho, variando de 30 cm – 1 m extensos e atingindo a maior profundidade na interface com o fundo não consolidado (cerca de 6m) (Texeira *et al.* 2012). Estes pontos estão abrigados das ondulações do quadrante sul e norte, tendo pouca exposição ao batimento de ondas.

A Ponta do Arame e a Ilha Sabacu foram amostradas em todos os meses deste estudo, nos anos de 2012 e 2013. A Marina Piraquara foi amostrada nos meses de janeiro, fevereiro, abril e julho de 2013. A Ponta do Tubarão foi amostrada nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2013. Por último, a Ilha Redonda foi amostrada em outubro de 2011.

Materiais e Métodos

Fatores abióticos

A temperatura da água do mar foi medida com um termômetro químico com escala interna de -10 a +60 °C antes e após as leituras dos transectos. Para as medidas de

salinidade e pH, a água do mar foi coletada em um frasco âmbar, a 2 e 4 metros de profundidade junto às algas. As leituras de salinidade da água do mar foram feitas no barco de apoio com um refratômetro portátil Biobrix modelo 21 e, do pH com um Instrutherm pH-1900 e eletrodo combinado universal PEQ-1147.

Caracterização das comunidades estudadas

Os pontos de estudo foram analisados qualitativamente e quantitativamente para determinação da estrutura da comunidade estabelecida. As amostragens quantitativas foram realizadas no estrato inferior das comunidades, não destrutivas e mensais nos anos de 2012 e 2013. Para isso, foram utilizados quatro transectos de linha medindo dez metros de comprimento com quarenta pontos marcados aleatoriamente em cada (n=4) (Nandon & Stirling 2006, Mariath *et al.* 2013), em duas profundidades (2 e 4 metros). A riqueza destas comunidades foi obtida pela identificação das algas que ocorreram nos transectos.

As algas coletadas foram secas na sombra e armazenadas em potes com sílica gel ou fixadas em solução de formaldeído a 4% em água do mar e guardadas em caixas plásticas cobertas por sacos plásticos pretos para manter a coloração. No laboratório, foi realizada a identificação em grupos morfológicos/ gêneros e espécies. Foram observadas características externas e internas de cada espécime, selecionando os fragmentos com maior número de regiões reprodutivas, seguindo a classificação de grupos morfológicos de algas (Steneck & Dethier 1994 adaptado, aonde foi criado o grupo das algas cenocíticas e as algas foliáceas corticadas e foliáceas foram agrupadas como foliáceas). Com auxílio do microscópio ótico foram feitas observações e tomadas medidas de estruturas vegetativas e reprodutivas.

A identificação das macroalgas foi feita com base na chave de identificação do Joly (1965), complementada por estudos taxonômicos de revisão atualizados. Dentre estes, destacam-se: Coto (2007) para *Cladophora*; Barreto & Yoneshigue-Valentin (2001) para *Ceramium*; Bacci (2005) para *Chondria*; de Paula (2007) para *Dictyota*; Paula (1988) para *Sargassum*; Cassano *et al.* (2009) para *Laurencia*; Huisman & Borowitzka (1990) para Galaxauraceae; Fernandes & Guimarães (1998) para Gelidiales; Guimarães *et al.* (2004) para *Polysiphonia/ Neosiphonia* e Harvey *et al.* (2003) para Coralinaceae, dentre outros.

Análise dos dados

Os dados de cobertura foram ilustrados através de tabelas e gráficos. As espécies indicadoras do aquecimento da água do mar foram determinadas através da análise multivariada Indicator Species Analysis (ISA) e a significância estatística foi testada através da técnica de aleatorização de Monte Carlo (Dufrêne & Legendre 1997). Apenas as espécies com mais de 90% de indicação para cada grupo (profundidade) foram aceitas como indicadoras. A análise da espécie indicadora foi realizada separadamente nos diferentes locais estudados. Para tal, foi utilizado o Software PCOrd.

Para a determinação dos padrões estruturais de cobertura das espécies foi feita a análise de agrupamento das 114 observações com base em 36 descritores, ou seja, nos grupos taxonômicos de macroalgas e macroinvertebrados encontrados (tabela 1), empregando o coeficiente de Bray-Curtis (Legendre & Legendre 1983). A análise de similaridade ANOSIM foi utilizada para verificar as diferenças nos agrupamentos em função da profundidade e do tempo (Clarke & Green 1988). Para tal, foi utilizado o Software *Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research* (PRIMER) na versão 5.0.

Os dados de porcentual de cobertura foram transformados para arco seno da raiz quadrada da proporção a fim de normalizar as variâncias. A análise de variância (ANOVA) unifatorial foi empregada para verificar as diferenças na cobertura das espécies indicadoras do aquecimento da água do mar ao longo do tempo de estudo (Zar 1996). Foi utilizado o Teste de Tukey para comparar as médias entre os meses, verificando as diferenças na cobertura das espécies indicadoras. Para tal, foi utilizado o software Statistica 7.0.

A correlação entre a temperatura da água do mar e a cobertura das espécies de macroalgas indicadoras das comunidades foi verificada para detectar possíveis interferências na distribuição destas algas. Para tal, foi utilizado o software Statistica 7.0.

Resultados

Fatores abióticos

Na Ponta do Arame, Marina Piraquara e na Ponta do Tubarão, pode-se evidenciar a formação de uma pluma térmica. Na Ponta do Arame, a temperatura da água do mar variou entre 28-33°C e 23-27°C aos 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente (Fig. 5 A). Na Marina Piraquara e na Ponta do Tubarão a temperatura da água do mar variou entre 27-29°C e 24-26,5°C aos 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente.

Na Ponta do Arame, Marina Piraquara e na Ponta do Tubarão a salinidade variou entre 31-37ppm e 32-38ppm aos 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente (Fig.6 A). O pH variou entre 7,9-8,08 e 7,9-8,16 aos 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente (Fig.7 A).

A Ilha Sabacu não apresentou a formação de pluma térmica, a temperatura da água do mar variou entre 23-26°C aos 2 e 4 metros de profundidade (Fig. 5 B). A

salinidade variou entre 32-35ppm e 32-37ppm aos 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente (Fig. 6 B). O pH variou entre 8,0-8,14 aos 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente (Fig. 7 B).

A Ilha Redonda foi amostrada apenas em 22 de outubro de 2011. Nesta data não foram feitas medidas de salinidade e pH e a temperatura da água do mar estava em 25°C e 24°C a 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente.

Nestas condições, a estrutura da comunidade apresentou diferenças importantes.

Caracterização das comunidades estudadas

Foram identificados 56 espécies e 27 gêneros de macroalgas de macroalgas nos cinco locais estudados. Destes, 46 espécies e 20 gêneros ocorreram na Ponta do Arame, 19 espécies e 16 gêneros na Marina Piraquara, 20 espécies e 15 gêneros na Ponta do Tubarão, 11 espécies e 11 gêneros na Ilha Redonda e, 31 espécies e 19 gêneros na Ilha Sabacu (Tab. 1).

As algas pertencentes aos gêneros *Gayliella*, *Cladophora* e *Bryopsis* foram agrupadas como filamentosas vermelhas e verdes. As algas calcárias incrustantes foram agrupadas como CCA (crustose coralline algae). Foram identificados e quantificados nove grupos/ gêneros e uma espécie pertencente à macrofauna sésil. O número total de gêneros de macroalgas identificados aos 2 e 4 metros de profundidade ao longo dos 22 meses amostrados está apresentado na figura 8.

Nas comunidades estabelecidas a 2 metros de profundidade, em 12 dos 22 meses foram encontrados mais gêneros ocorrendo na Ilha Sabacu do que na Ponta do Arame. Em apenas três dos 22 meses amostrados foi encontrado mais gêneros ocorrendo na Ponta do Arame do que na Ilha Sabacu. Em sete dos 22 meses amostrados foi

encontrado o mesmo número de gêneros ocorrendo na Ilha Sabacu e na Ponta do Arame.

Nas comunidades estabelecidas aos 4 metros de profundidade, em 13 dos 22 meses amostrados foram encontrados mais gêneros ocorrendo na Ponta do Arame do que na Ilha Sabacu. Em apenas três dos 22 meses amostrados foi encontrado mais gêneros ocorrendo na Ilha Sabacu do que na Ponta do Arame. Em seis dos 22 meses amostrados foi encontrado o mesmo número de gêneros ocorrendo na Ilha Sabacu e na Ponta do Arame.

Na Marina Piraquara, ocorreu o mesmo número de gêneros ou menos que os demais locais e profundidades, a exceção do mês de janeiro de 2013 aos 4 metros de profundidade, quando a Ilha Sabacu esteve com menos gêneros. Na Ponta do Tubarão ocorreu o mesmo número de gêneros ou mais que nos demais locais e profundidades, a exceção do mês de fevereiro de 2013 a 2 metros de profundidade, quando a Ilha Sabacu esteve com mais gêneros. Na Ilha Redonda foram identificados 10 e 11 gêneros de macroalgas aos 2 e 4 metros de profundidade, respectivamente.

O porcentual de cobertura médio dos diferentes gêneros/ grupos taxonômicos identificados nos diferentes locais e profundidades ao longo dos anos de 2012 e 2013 são mostrados na tabela 2.

As algas foliáceas *Dictyota* e *Canistrocarpus*, as macrófitas corticadas *Acantophora* e *Chondracanthus* e, as calcárias articuladas *Tricleocarpa* e *Jania* foram mais frequentes e abundantes nos locais expostos à pluma térmica. Em contra partida a alga cenocítica *Caulerpa*, a macrófita corticada *Asparagopsis*, a macrófita coriácea *Sargassum* e a calcária articulada *Dichotomaria* que foram mais abundantes nos locais fora da influência da água do mar aquecida não foram encontradas ou raramente ocorreram nos locais expostos à pluma térmica.

Os zoantídeos *Palythoa* e *Zoanthus* não ocorreram aos dois metros de profundidade na Ponta do Arame local onde foi encontrada a maior estratificação na coluna d'água, gerada pela formação da pluma térmica. Não foram encontrados corais pertencentes ao gênero *Mussismilia* nos locais próximos à descarga de água quente, estes corais somente ocorreram fora da área de influência da água aquecida. Independente do local e da profundidade as esponjas foram sempre abundantes.

Caracterização dos padrões estruturais

A análise de agrupamento das 114 observações, mostrada na figura 9, revela a formação de dois agrupamentos maiores. O agrupamento A é formado pelas comunidades sujeitas ao aquecimento da água do mar. O agrupamento B se dividiu em dois subgrupos formados pelas comunidades não estão sujeitas ao aquecimento da água do mar. O agrupamento B1 é formado pelas comunidades estabelecidas a 4 metros de profundidade, próximas a descarga da água do mar aquecida. O agrupamento B2 é formado pelas comunidades estabelecidas a 2 e 4 metros de profundidade fora da influência da água do mar aquecida na Ilha Sabacu. A profundidade foi o fator responsável pelo agrupamento e separação dos grupos (ANOSIM R=0,22) que não alteraram o seu padrão de cobertura ao longo do tempo (ANOSIM R=0,001).

Análise das espécies indicadoras

As espécies *Sargassum vulgare* C. Agardh e *Dichotomaria marginata* (Ellis & Solander) J.V. Lamouroux, não ocorreram nas comunidades sujeitas à água do mar aquecida, estabelecidas aos 2 metros de profundidade na Ponta do Arame e na Marina Piraquara, onde a alga *Caulerpa racemosa* C. Agardh raramente foi encontrada.

Os resultados mostram que *S. vulgare*, *D. marginata* e *C. racemosa* são espécies indicadoras das comunidades que não estão sujeitas a água do mar aquecida, estabelecida a 4 metros de profundidade na Ponta do Arame, Marina Piraquara e Ponta do Tubarão (100% de indicação, Monte Carlo $p < 0,001$ para *D. marginata*, 95% de indicação, Monte Carlo $p < 0,001$ para *S. vulgare* e 92% de indicação, Monte Carlo $p < 0,001$ para *C. racemosa*).

Jania spp. foi indicadora das comunidades sujeitas a água do mar aquecida na Ponta do Arame, Marina Piraquara e na Ponta do Tubarão onde foi abundante a 2 metros de profundidade (90% de indicação, Monte Carlo $p < 0,001$).

Na Ilha Sabacu não houve nenhuma espécie apontada como indicadora das comunidades estabelecidas aos 2 e 4 metros de profundidade. Provavelmente devido a isso, foram encontradas as espécies *S. vulgare*, *D. marginata* e *C. racemosa* ocorrendo nas duas profundidades.

- Ponta do Arame

2 metros

A comunidade estabelecida aos 2 metros de profundidade na Ponta do Arame se caracterizou pela presença abundante de algas calcárias articuladas, com a dominância de *Jania* spp. cuja cobertura média variou de 21-31% durante os anos de 2012 e 2013, respectivamente. *Jania* spp. teve a sua cobertura reduzida nos meses de março, abril e maio de 2012 e, março e abril de 2013 (ANOVA $F = 8,61$, $p < 0,001$) (Fig. 10 A). Coincidentemente, nestes meses foram registradas as maiores temperaturas na água do mar (Fig. 5 A).

A alga *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh não foi encontrada a 2 metros de profundidade no ano de 2012. Todavia, nos meses de julho, agosto, setembro e

dezembro de 2013, esta alga foi encontrada a 2 metros de profundidade, com 3% de cobertura média.

As algas foliáceas corticadas *Dictyota/Canistrocarpus*, *Padina* e a alga filamentosa *Gayliella*, também foram abundantes. As algas *S. vulgare* e *D. marginata* que são formadoras de dossel não foram observadas nesta profundidade.

4 metros

Jania spp. também ocorreu na comunidade madura estabelecida a 4 metros de profundidade da Ponta do Arame. Todavia, esta alga teve a sua cobertura bastante reduzida, variando entre 1-3% nos anos de 2012 e 2013, respectivamente (Fig. 10 B).

Diferente do observado a 2 metros de profundidade. A 4 metros de profundidade as algas com anatomia mais complexa (formadoras de dossel), como *D. marginata* e *S. vulgare* foram às espécies mais abundantes, com as suas coberturas variando entre 12-18%, e 11-25% nos anos de 2012 e 2013, respectivamente.

S. vulgare reduziu a sua cobertura no mês de setembro de 2012 e 2013 (ANOVA $F= 2,20$, $p=0,009$), (Fig. 11 A). Este decréscimo foi precedido pelo aumento na cobertura de *D. marginata* nos meses de agosto, setembro e novembro de 2012 e, janeiro, agosto, setembro, outubro e dezembro de 2013 (ANOVA $F=10,50$, $p<0,001$) (Fig. 12).

Diferente do observado no ano de 2012, onde não foram encontradas diferenças na cobertura de *C. racemosa*, em 2013, a sua cobertura aumentou nos meses de abril, maio e julho, quando foi abundante com 25% de cobertura (ANOVA $F= 5,01$, $p<0,001$) (Fig. 13 A).

- Marina Piraquara

2 metros

Assim como na Ponta do Arame, a comunidade estabelecia a 2 metros de profundidade na Marina Piraquara, se caracterizou pela presença abundante de *Jania* spp. com 31% de cobertura média e alterando a sua cobertura ao longo do tempo (ANOVA $F= 7,72$, $p=0,003$). No mês de abril, a cobertura média de *Jania* spp. foi maior que nos meses de janeiro e julho de 2013. No mês de fevereiro, a cobertura média de *Jania* spp. foi maior que no mês de julho de 2013 (Fig. 14 A).

As algas foliáceas corticadas *Dictyota*, *Canistrocarpus*, *Padina* e a alga filamentosa *Gayliela*, também foram abundantes. As algas *S. vulgare* e *D. marginata* não foram observadas nesta profundidade.

4 metros

A 4 metros de profundidade, *Jania* spp. (Fig. 14 B), *S. vulgare*, *D. marginata* e *C. racemosa* obtiveram a cobertura média de 2%, 20%, 10% e 4% respectivamente. Estas coberturas, não foram alteradas entre os meses de janeiro, fevereiro, abril e julho de 2013. Não foram encontrados espécimes de *D. marginata* no mês de janeiro de 2013.

- Ponta do Tubarão

2 metros

Assim como, na Ponta do Arame e na Marina Piraquara, a Ponta do Tubarão se caracterizou pela presença abundante de *Jania* spp. com 41% de cobertura média ao longo dos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2013. A redução da cobertura *Jania* spp. foi obtida no mês de julho (ANOVA $F= 8,75$, $p=0,007$) (Fig. 15 A).

Da mesma forma, como na Ponta do Arame, não foram encontrados espécimes de *D. marginata* e *C. racemosa* crescendo a 2 metros de profundidade. Todavia, foram

encontrados espécimes de *S. vulgare* a 2 metros de profundidade em julho de 2013 com 0,6% de cobertura média.

4 metros

A 4 metros de profundidade, *Jania* spp. obteve a média de 10% de cobertura ao longo dos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2013 (Fig. 15 B).

S. vulgare obteve a média de 20% de cobertura ao longo dos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2013. No mês de fevereiro houve aumento na cobertura média de *S. vulgare* quando comparada ao mês de janeiro (ANOVA $F=8,86$, $p=0,007$) (Fig. 16).

D. marginata ocorreu apenas em janeiro de 2013 a 4 metros de profundidade com 26% de cobertura média. *C. racemosa* ocorreu apenas em fevereiro de 2013 a 4 metros de profundidade com 1,25% de cobertura média.

- Ilha de Sabacu

2 metros

A alga calcária articulada *Jania* spp. também ocorreu na comunidade estabelecida a 2 metros de profundidade da Ilha Sabacu. Todavia, esta alga teve a sua cobertura bastante reduzida quando comparada aos locais sujeitos a água do mar aquecida. A cobertura média variou entre 2-11% ao longo dos anos de 2012 e 2013 (Fig. 10 C).

Esta redução na cobertura de *Jania* spp. possivelmente está relacionada à presença de outras espécies de algas como o *S. vulgare*, *C. racemosa* e *Amphiroa fragilissima* (Linnaeus) J.V. Lamouroux com 10-17%, 3-12% e 8-15% de cobertura média nos anos de 2012 e 2013 respectivamente. A distribuição destas algas é diferente

da encontrada nos locais sujeitos a água do mar aquecida, já que na Ilha Sabacu *S. vulgare* e *C. racemosa* ocorreram a 2 metros de profundidade.

S. vulgare teve sua cobertura reduzida nos meses de julho, agosto, setembro, outubro e novembro de 2012 e, julho, agosto, setembro e outubro de 2013 (ANOVA $F=6,11$, $p<0,001$) (Fig. 11 B). Essa redução na cobertura está relacionada ao período do ano em que *S. vulgare* entra em senescência e libera suas frondes.

Assim como na Ponta do Arame, *C. racemosa* teve a sua cobertura aumentada nos meses de junho, julho, agosto e setembro de 2013 (ANOVA $F=4,05$, $p<0,001$) (Fig.13 B).

4 metros

Jania spp. também ocorreu com a sua cobertura bastante reduzida na comunidade madura estabelecida aos 4 metros de profundidade da Ilha Sabacu, com a média de 1% nos anos de 2012 e 2013 (Fig. 10 D).

Outras espécies de algas como *S. vulgare* e *Amphyroa brasiliiana* Decaisne foram mais frequentes e abundantes. A cobertura média destas algas foi 10-18% e 6-12% em 2012 e 2013, respectivamente. *S. vulgare* teve sua cobertura reduzida nos meses de setembro, outubro e novembro de 2012 e, julho e outubro de 2013 (ANOVA $F=4,57$, $p<0,001$) (Fig. 11 C).

A 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu *C. racemosa* teve a sua cobertura média variando entre 2 e 6% em 2012 e 2013, respectivamente (Fig. 13 C).

Quando comparamos a variação da cobertura média de *S. vulgare*, *C. racemosa* e *Jania* spp. nos anos de 2012 e 2013, podemos verificar uma flutuação sincrônica. *S. vulgare* apresentou o mesmo padrão de cobertura ao longo do tempo, independente do local e da profundidade (Fig. 17 A).

Assim como *S. vulgare*, *C. racemosa* teve o mesmo padrão de cobertura ao longo do tempo. Todavia, as maiores coberturas foram encontradas na Ponta do Arame, a 4 metros de profundidade (Fig.17 B).

Da mesma forma que *S. vulgare* e *C. racemosa*, *Jania* spp. teve o mesmo padrão de cobertura ao longo do tempo. Todavia, as maiores coberturas foram encontradas na Ponta do Arame, a 2 metros de profundidade (Fig. 17C).

Espécies indicadoras x Temperatura da água do mar

A cobertura das espécies indicadoras está correlacionada com a variação da temperatura da água do mar, que, quando aquecida, afetou negativamente as espécies *S. vulgare* ($r = -0,811$, $p < 0,05$), *D. marginata* ($r = -0,8723$, $p < 0,05$), *C. racemosa* ($r = -0,6442$, $p < 0,05$) e positivamente *J. capillacea* ($r = 0,726$, $p < 0,05$) (Fig. 18 A, B, C e D respectivamente).

Discussão

Na área de influencia da água do mar aquecida pelo funcionamento da CNAAA os valores de temperatura medidos de dia e de noite sugerem a formação de uma pluma térmica estabelecida entre 2 e 4 metros de profundidade, com uma diferença de 4°C entre estas profundidades nos anos de 2012 e 2013. Na área de influencia da CNAAA, Mayer-Pinto *et al.* (2012) demonstraram a presença de uma pluma térmica gerada pelo distanciamento do local de descarga da água do mar aquecida pela CNAAA, com uma média de 32°C a 100 metros, 30°C a 600 metros, 29°C a 1400 metros e 27°C nos pontos controle. A formação da pluma térmica também foi evidenciada após o início do funcionamento de uma usina nuclear na Califórnia com o acréscimo de 3,5°C na temperatura da água do mar (Schiell *et al.* 2004). Na usina nuclear de Uljin na Coreia a diferença na temperatura da água do mar entre a tomada da água e a saída é de 6 a 7°C.

A salinidade da água do mar a 4 metros de profundidade, independentemente do local estudado foi em média 1ppm mais salina que aos 2 metros. Na Ponta do Arame a média da salinidade ao longo deste estudo foi de 34 e 35 a dois e quatro metros de profundidade, respectivamente. Na Ilha Sabacu a média da salinidade ao longo deste estudo foi de 33 e 34 a dois e quatro metros de profundidade, respectivamente. Segundo Scherner *et al.* (2013), *Sargassum stenophyllum* Martius aumenta o rendimento fotossintético em salinidades entre 15 e 34. Todavia, segundo Steen (2004) salinidades abaixo de 25 levaram a redução no crescimento e na reprodução de *Sargassum Muticum* (Yendo) Fensholt. Na China, Chu *et al.* (2012) estudando o crescimento relativo de recrutas se *Sargassum thunbergii* (Mertens ex Roth) Kuntze expostos a diferentes temperaturas (10, 25 e 35°C) e salinidades (12, 21, 32 e 50 psu), com diferentes frequências e durações do estresse osmótico obtendo mais de 60% de sobrevivência dos recrutas a maioria dos estresses osmóticos, sendo obtida redução no crescimento relativo apenas sob condições extremas de 12psu por 4 ou 8 horas a 35°C.

O pH apresentou valores baixos, independentemente do local estudado, com uma média de 8,0 no ano de 2013. Estes valores são esperados já que se trata de uma região costeira com aporte de água doce dos rios que devido às questões oceanográficas é levada para o Saco Piraquara de Fora, que não possui rios (EIA RIMA 2005). O aumento nos valores de pH entre os meses de agosto e dezembro de 2013 pode estar relacionado ao Bloom de microalgas que ocorreu em todo o estado do Rio de Janeiro durante estes meses. Segundo Hall-Spencer *et al.* (2008) bancos de gramas marinhas e algas pardas podem prosperar ao longo de um gradiente de pH naturalmente gerado pelo distanciamento de um vulcão na Itália, com valores de pH entre 6,9 e 8,1. Todavia, os organismos calcários aragoníticos e depois calcíticos são perdidos ao longo do gradiente de pH devido à acidificação da água que causou dissolução de conchas, esqueletos e

paredes celulares calcárias. No mar Mediterrâneo da Espanha Korbee *et al.* 2014 utilizando cilindros de incubação, *in situ*, com a pressão de CO₂ ambiente e com a pressão de CO₂ prevista para o final do século 21 demonstraram que a macroalga *Padina pavonica* (Linnaeus) apresentou maiores valores de produção primária sob alta pressão de CO₂ que sob o CO₂ ambiente, com o efeito oposto ocorrendo em *Cystoceira tamariscifolia* (Hudson) Papenfuss, sugerindo que possivelmente a redução do pH nos oceanos possa alterar a dominância destas algas ao final do século.

Em escala local, ocorreram menos táxons a dois metros de profundidade nos costões rochosos sob a influência da pluma térmica gerada pelo funcionamento da CNAAA que na Ilha Sabacu, ponto controle. Este resultado concorda com encontrado até 2 metros de profundidade em outras comunidades marinhas próximas a descarga da água do mar aquecida por usinas nucleares, aonde houve redução na riqueza das espécies (Trembley 1960, Barnett 1972, Hellawell 1986, Kim *et al.* 2008, Mayer-Pinto *et al.* 2012). Schiel (2004) estudando o mesolitoral e o infralitoral antes e depois do aumento na temperatura da água do mar em 3,5°C observou a mudança na abundância de 87% dos táxons nos locais sob impacto térmico quando comparado ao ponto controle, com o declínio de 40% na riqueza dos táxons de algas, sendo 82% deste declínio atribuído as algas formadoras de dossel do sublitoral. Todavia, um padrão oposto ocorreu fora da pluma térmica a 4 metros de profundidade na Ponta do Arame, aonde foi encontrado o maior número de táxons. De maneira geral, a maior riqueza de algas ocorreu na Ponta do Arame (tabela 1), aonde existe a formação de duas fisionomias diferentes: uma sujeita à pluma térmica (até 2 metros de profundidade) e outra não (abaixo da pluma térmica até a interface com o fundo não consolidado), o que sugere a presença de um distúrbio intermediário (Connell 1978).

Neste estudo, as comunidades que estão sujeitas ao aquecimento da água do mar, foram diferentes das comunidades que não estão sujeitas ao aquecimento da água do mar. As algas *S. vulgare*, *C. racemosa* e *D. marginata* que foram abundantes e indicadoras das comunidades fora da influência da pluma térmica não ocorreram ou raramente foram encontradas nos locais sob a influência da pluma térmica. Mudanças na abundância, ocorrência e distribuição das espécies próximas a usinas nucleares também foram encontradas em outros estudos (Trembley 1960, Hellowell 1986, Schiel *et al.* 2004, Kim *et al.* 2008, Teixeira *et al.* 2012, Mayer-Pinto *et al.* 2012). Entre estas mudanças destacam-se a exclusão ou a alteração na distribuição das algas dominantes, formadoras de dossel, seguida pelo aumento na cobertura de espécies oportunistas. Por exemplo, as algas formadoras de dossel *Pterygophoracalifornica* e *Laminaria setchellii* que eram abundantes antes do início do aquecimento da água do mar decresceram suas densidades em 90% após o aquecimento, o que favoreceu a alga oportunista *Cryptopleura violacea* que aumentou a sua densidade em 3000% cobrindo de 30 a 50% do substrato (Schiel *et al.* 2004).

A ausência de *S. vulgare* nos locais sob a influência da pluma térmica, alterou o padrão de distribuição esperado para essa faixa nos costões rochosos protegidos dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Os costões rochosos da região sudeste do Brasil são caracterizados pela presença de bancos de *Sargassum* que podem variar na sua abundância e na composição das espécies (Paula & Oliveira-Filho 1980, Széchy & de Paula 2000). Segundo Széchy & de Paula (2000) nestes costões rochosos, os bancos de *Sargassum* se distribuem em resposta aos diferentes graus de inclinação do substrato e exposição às ondas, podendo estar protegido, moderadamente exposto ou exposto. Nos costões rochosos protegidos os bancos de *Sargassum* estão sempre submersos, mesmo

na maré baixa, onde são densos e homoganeamente distribuídos, alcançando altos valores de biomassa.

Com a viabilização do espaço disponível para a colonização as algas calcárias articuladas representadas principalmente por *Jania* spp., algas foliáceas e macrofitas corticadas foram dominantes. Algas calcárias articuladas têm sido relatadas coexistindo com os bancos de *Sargassum* na Baía da Ilha Grande (Széchy & Paula 2000, Figueiredo *et al.* 2004). Algas de grande porte, como *Sargassum* spp., são mais competitivas em ambientes com alta produtividade e baixo grau de distúrbios (Littler & Littler 1984, Steneck & Dethier 1994), sendo dominantes em costões rochosos protegidos (Széchy & Paula 2000). Todavia, após a reprodução, as plantas de *Sargassum* perdem a maior parte do seu talo, podendo ocorrer à substituição na dominância por algas calcárias articuladas (Figueiredo *et al.* 2004). De fato, algumas espécies de algas calcárias têm seu crescimento limitado quando sombreadas por algas formadoras de dossel (Figueiredo *et al.* 2000).

Alguns estudos que elucidam os efeitos da remoção do dossel nas algas do estrato inferior tem demonstrado o aumento na cobertura de algas calcárias articuladas (Kastendiek 1982, Kennelly 1987, 1989, Figueiredo *et al.* 1996, Figueiredo *et al.* 2000, Connell 2003 Cervin *et al.* 2004, Irving *et al.* 2004, Irving *et al.* 2005). A abundância da família Corallinaceae em bancos de *Sargassum* foi também documentada por Oliveira Filho & Mayal (1976), Eston *et al.* (1986), Yoneshigue & Valentin (1988), Fonseca (1998), Széchy & de Paula (2000) para o litoral brasileiro, e por Hoek (1969) e Kimura *et al.* (1987), para as costas das Bahamas, Curaçao e Japão, sugerindo um processo de competição interespecífica. Fonseca (1998) indica a competição como o principal mecanismo estruturador de uma comunidade dominada por *S. furcatum* Kütz entre 1,5 e

3 metros de profundidade, no infralitoral da Praia do Forno, em Búzios, Rio de Janeiro, Brasil.

As algas *S. vulgare*, *D. marginata* e *C. racemosa* foram abundantes nas comunidades fora da área de influência da pluma térmica gerada pelo funcionamento da CNAAA. Nesta condição, *Jania* spp. teve a sua cobertura bastante reduzida. De um modo geral, aonde *Sargassum* apresenta seus maiores valores de massa seca, as algas calcárias articuladas mostraram seus menores valores (Széchy & Paula 2000).

Em escala global, a informação disponível sobre as mudanças na distribuição dos organismos marinhos é relativamente rara. Muitos pesquisadores têm avaliado indiretamente a expansão ou a contração das faixas de ocorrência das espécies através da abundância relativa em um único local a partir de seus deslocamentos espaciais (Rivadeneira & Fernandez 2005; Harley *et al.*, 2006). Além disso, a falta de dados históricos adequados impede a determinação das alterações na distribuição das espécies marinhas devido às mudanças climáticas (Merzouk & Jhonson 2011). Portanto, são necessários estudos sucessivos em uma escala espacial e temporal mais ampla (décadas) para a constatação das reais mudanças na distribuição das espécies marinhas e seus processos em resposta ao aquecimento recente (Tanaka *et al.* 2012). O entendimento sobre como o aumento da temperatura superficial da água do mar afeta as comunidades marinhas é muito limitado no Brasil. Em regiões temperadas, os efeitos do aquecimento da água do mar sobre as comunidades marinhas incluem a mudança na distribuição das espécies na direção dos polos ou em gradiente de profundidade, com a sucessiva substituição das espécies de águas frias por espécies de água quente. Estas alterações são agravadas pela perda ou alteração na distribuição e na dominância das espécies de algas formadoras de dossel expostas a mudanças na temperatura da água do mar (Hickling *et al.* 2006, Merzouk & Jhonson 2011, Diéz *et al.* 2012, Tanaka *et al.* 2012).

Conclusão

A baixa cobertura ou a exclusão das algas *S. vulgare*, *D. marginata*, *C. racemosa* e o aumento na cobertura de *Jania* spp. na região infralitoral rasa dos costões rochosos estudados servem de parâmetro para a determinação dos efeitos diretos do aquecimento da água do mar nestas comunidades. Sendo necessários estudos experimentais para avaliar o papel de diferentes fatores no processo de sucessão das espécies de algas quando sujeitas ao aquecimento da água do mar nas comunidades do infralitoral de costões rochosos do sudeste do Brasil.

Referências Bibliográficas

- Amado Filho G.M., Barreto M.B.B.B., Marins B.V., Felix C. & Reis R.P. 2003. Estrutura das comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 26(3): 329-342.
- Barnett P.R.O. 1972. Effects of Warm Water Effluents from Power Stations on Marine Life. *Proceedings the Royal Society*, 180(1061): 497-509pp. doi:10.1098/rspb.1972.0034
- Bates A.E., Pecl G.T., Frusher S., Hobday A.J., Wernberg T., Smale D.A., Sunday J.M., Hill N.A., Dulvy N.K., Colwell R.K., Holbrook N.J., Fulton E.A., Slawinsky D., Feng M., Edgar G.J., Radford B.T., Thompson P.A. & Watson R.A. 2014. Defining and observing stages of climate-mediated range shifts in marine systems. *Global Environmental Change* 26: 27-38.
- Brook B.W., H. Akçakaya H.R., Keith D.A., Mace G.M., Pearson R.G. & Araújo M.B. 2009. Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change. *Global Change Biology*, 5: 723-725pp. doi: 10.1098/rsbl.2009.0480
- Burrows M.T., Schoeman D.S., Buckley L.B., Moore P., Polanczanska E.S., Brander K.M., Brown C., Bruno J.F., Duarte C.M., Halpern B.S., Holding J., Kappel C.V., Kiessling W., O'Connor M.I., Pandolf J.M., Parmesan C., Schwing F.B., Sydeman W.J. & Richardson A.J., 2011. The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science* 334: 652-655.
- Cervin G., Lindegarth M., Viejo R.M. & Aberg P. 2004. Effects of small-scale disturbances of canopy and grazing on intertidal assemblages on the Swedish west coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302:35-49.
- Connell S.D. 2003. The monopolization of understory habitat by subtidal encrusting coralline algae: a test of the combined effects of canopy-mediated light and sedimentation. *Marine Biology*. 142: 1065-1071.
- Creed, J.C.(org.); Pires, D.O.(org.); Figueiredo, M.A. de O.(org.) 2007. Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF (Brazil). Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas. Brasília, DF (Brazil) 416 p.

- Dufrêne M. & Legendre P. 1997. Species Assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345–366. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2)
- Easterling, D.R., Meehl, G.A., Parmesan, C., Changnon, S.A., Karl, T.R., Mearns, L.O., 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* 289: 2068–2074.
- Eston V.R. & Bussab W.O. 1990. An experimental nalysis of ecological dominance in a rocky subtidal macroalgal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 136: 170-195.
- Estudo de Impacto Ambiental (EA RIMA) 2005. Unidade 3 da Central Nuclear Almirante Alvaro Alberto. Revisão 00, volume 2, 714pp.
- Figueiredo M.A de O., Kain J.M. & Norton T.A. 1996. Biotic interactions in the colonization of crustose coralline algae by epiphytes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 199:303-318.
- Figueiredo M.A de O., Kain J.M. & Norton T.A. 2000. Responses of crustose corallines algae to epiphyte and canopy cover. *Journal of Phycology*. 36:17-24.
- Figueiredo M.A de O., Barreto M.B.B. & Reis R.P. 2004. Caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Paraty, RJ – subsídios para futuros monitoramentos. *Revista Brasil. Bot.* 27(1): 11-17.
- Foster M.S. 1975. Algal Succession in a *Macrocystis pyrifera* Forest. *Mar.Biol.* 32:313-329.
- Foster M. S., Davis N., Shoonmaker J., Unsworth R., Holmes C., O’Hagan J. & McKinney J., 2005. Issues and environmental impacts associated with once-through cooling at California’s coastal power plant. California energy commission, staff report, 81p.
- Hall-Spencer J.M., Rodolfo-Metalpa R., Martin S., Ransome E., Fine M., Turner S.M., Rowley S.J., Tedesco D., Buia M. 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature*, 454: 96-99pp. doi: 10.1038/nature07051
- Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental managements. Elsevier Applied Science, Amsterdam, London.

- Hickling R., Roy D.B., Hill J.K. Fox R. & Thomas C.D. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12(3): 450-455pp. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x
- Irving A.D., Connell S.D. & Esldon T.S. 2004. Effects of kelp canopies on bleaching and photosynthetic activity of encrusting coralline algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 310: 1-2.
- Irving A.D., Connell S.D., Johnsthorpe E.L., Pile A.J. & Gillanders B.M. 2005. The response of encrusting coralline algae to canopy loss: an independent test of predictions on an Antarctic coast. *Mar. Biol.* 147:1075-1083.
- Jacobucci G.B. & Leite F.P.P. 2002. Distribuição vertical e flutuação sazonal da macrofauna vágil associada a *Sargassum cymosum* C. Agardh, na praia do Lázaro, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(1): 87-100pp.
- Kastendiek J. 1982. Competitor-mediated coexistence: Interactions among three species of benthic macroalgae. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, 62(3): 201-210. doi: 10.1016/0022-0981(82)90201-5
- Kennelly S.J. 1987. Physical disturbances in a Australian kelp community. I. temporal effects. *Marine Ecology Progress Series*. 40: 145-153.
- Kennelly S.J. 1989. Effects of kelp canopies of understorey species due to shade and scour. *Marine Ecology Progress Series*. 50: 215-224.
- Keskitalo J. & Ilus E., 1987. Aquatic macrophytes outside the Olkiluoto nuclear power station, west coast of Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 24: 1-21.
- Kim Y.S., Choi H.G. & Nam K.W., 2008. Seasonal variations of marine algal community in the vicinity of Uljin nuclear power plant, Korea. *Journal of Environmental Biology*. 29(04): 493-499.
- Korbee N., Navarro N.P., García-Sánchez M., Celis-Plá P., Quintano E., Copertino M.S., Pedersen A., Mariath R., Mangaiyarkarasi N., Pérez-Ruzafa A., Figueroa F.L., Martinez B. 2014. A novel in situ system to evaluated the effect of high Co₂ on photosynthesis and biochemistry composition of seaweeds. *Aquatic. Biol. In press*. doi: 10.3354/ab00594.
- Komatsu T., Fukuda M., Mikami A., Mizuno S., Kantachumpoo A., Tanoue H. & Kawamiya M. 2014. Possible change in distribution of seaweed, *Sargassum horneri*, in northeast Asia under A2 scenario of global warming and consequent effect on some fish. *Marine Pollution Bulletin* 85:317-324.

- Leite F.P.P., Güth A.Z., Jacobucci G.B. 2000. Temporal comparison of gammaridean amphipods of *Sargassum cymosum* on two rock shores in southeastern Brazil. *Nauplius* 8(2): 227-236pp.
- Mayer-Pinto M., Ignacio B.L., Széchy M.T.M., Viana M.S., Curbelo-Fernandez M.P., Lavrado H.P., Junqueira A.O.R., Vilanova E. & Silva S.H.G., 2012. How Much Is Too Little to Detect Impacts? A Case Study of a Nuclear Power Plant. *Plos One* 7 (10): 1-9.
- McClanahan T.R. & Shafir S.H. 1990. Causes and consequences of sea urchin abundance and diversity in Kenyan coral reef lagoons. *Oecologia*, 83: 362-370pp.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J., Zhao, Z.C., 2007. Global climate projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 749–846.
- Montouchet, P.G.C. 1979. Sur la communauté des animaux vagiles associés à *Sargassum cymosum* C. Agardh, à Ubatuba, Etat de São Paulo Brésil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 18:151-161.
- Nicholls, R.J., P.P. Wong, V.R. Burkett, J.O. Codignotto, J.E. Hay, R.F. McLean, S. Ragoonaden and C.D. Woodroffe, 2007: Coastal systems and low-lying areas. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J. and Hanson C.E., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 315-356.
- Paula, E.J. & Oliveira Filho E.C. 1980. Phenology of two populations of *Sargassum cymosum* (Phaeophyta, Fucales) of São Paulo state coast, Brazil. *Boletim de botânica, Universidade de São Paulo*, 8:21-39pp.
- Pearson G.A., Lago-Leston A. & Mota C. 2009. Frayed at the edges: selective pressure and adaptive response to abiotic stressors are mismatched in low diversity edge populations. *Journal of Ecology*, 97: 450–462pp. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01481.x

- Power M. E. 1992. Top-down and Bottom-up forces in food webs: do plants have primacy. *Ecology*, 73(3): 733-746pp.
- Scherner F, Ventura R., Barufi J.B. & Horta P.A. 2013. Salinity critical threshold values for photosynthesis of two cosmopolitan seaweed species: Providing baselines for potential shifts on seaweed assemblages. *Mar. Envir. Res.* 91: 14-25.
- Schiel D.R., Steinbeck J.R. & Foster M.S. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. *Ecology* 85(7): 1833-1839pp.
- Steen, H., 2004. Effects of reduced salinity on reproduction and germling development in *Sargassum muticum* (Phaeophyceae, Fucales). *European Journal of Phycology* 39: 293-299.
- Steneck R.S. & Dethier M.N., 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69: 476-498.
- Széchy, M.T.M. & de Paula, E.J. 2000. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de botânica*, 23(2): 121-132pp.
- Széchy, M.T.M., Veloso V.G. & de Paula, E.J. 2001. Brachyura (Decapoda, Crustacea) of phytobenthic communities of the sublittoral region of rock shores of Rio de Janeiro and São Paulo, Brazil. *Tropical Ecology*, 42(2): 231-242pp.
- Széchy, M.T.M., Galliez M., Marconi M.I. 2006. Quantitative variations applied to phonological studies of *Sargassum vulgare* C. Agardh (Phaeophyceae, Fucales) from Ilha Grande Bay, State of Rio de Janeiro. *Revista brasileira de botânica*, 29(1): 27-37pp.
- Tanaka M.A. & Leite F.P.P. 2003. Spacial scaling in the distribution of macrofauna associated with *Sargassum stenophyllum* (Mertens) Martius: analysis of faunal groups, gammarid life habits, and assemblage structure. *J. Esp. Mar. Biol. Ecol.*, 293:1-22pp.
- Tanaka K., Taino S., Haraguchi H., Prendergast G. & Hiraoka M. 2012. Warming off southwestern Japan linked to distributional shifts of subtidal canopy-forming seaweeds. *Ecology and Evolution*, 2(11): 2854-2865pp. doi: doi: 10.1002/ece3.391
- Tararam A. S. & WAakabara Y. 1981. The mobile fauna-especially Gammaridea of *Sargassum cymosum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5:157-163.

- Teixeira T.P., Neves L.M. & Araújo F.C., 2012. Thermal impact of a nuclear power plant in a coastal area in Southeastern Brazil: effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. *Hydrobiologia* 684: 161-175.
- Thorhaug A., 1974. Effects of thermal effluents on the marine biology of southeastern Florida. In: Thermal ecology (Eds.: J.W. Gibbons and R.R. Sharitz). *Technical Information Center, U.S. Atomic Energy Commission*. pp. 518-531.
- Trembley, F.J. 1960. Research project on effects of condenser discharge water on aquatic life. Lehigh Univ. Institute of Research Progress Report, 1956-1959pp.
- Walther GR., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C., Fromentin JM. Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 426: 389-395. doi:10.1038/416389a
- Wakabara Y, Tararam A.S. & Takeda A.M. 1983. Comparative study of the amphipod fauna living on *Sargassum* of two Itanhaém shores, Brazil. *Journal of crustacean biology*, 3(4): 602-607pp.
- Vargas, B.M. 1986. Um estudo prático de dispersão térmica no mar (Rio de Janeiro). Dissertação de mestrado – Universidade federal do Rio de Janeiro, COOPE, 100p.
- Veloso A.P.A., Széchy M.T.M. & Lavrado H.P., 2005. Crescimento da alga parda *Sargassum vulgare* C. Agardh na Baía da Ribeira, RJ, em área sob influência do efluente líquido da Central Nuclear Almirante Alvaro Alberto. Anais do II Congresso Brasileiro de Oceanografia, Vitória, 2005, 3p.
- Voerman S.E., Llera E. & Rico J.M. 2013. Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine Environmental Research* 90: 119-127.

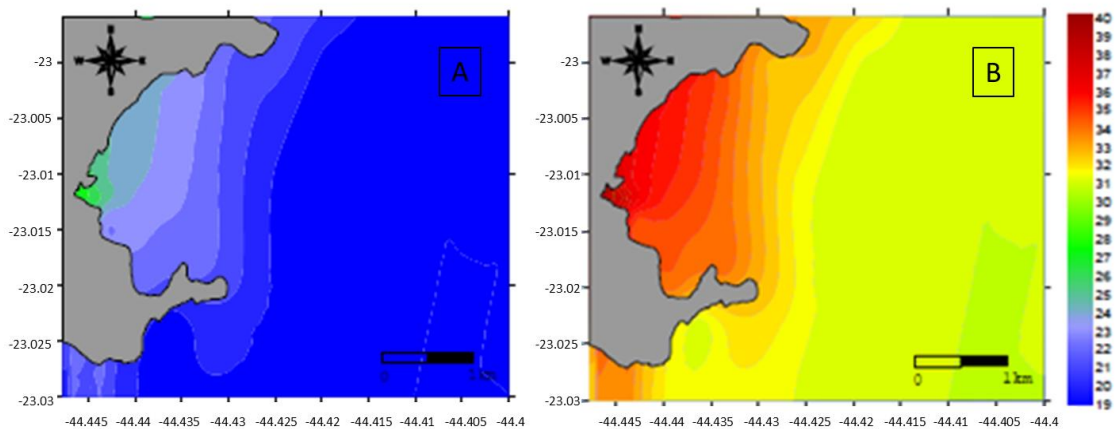


Figura 1. Seção horizontal do gradiente de temperatura gerado pelo distanciamento da descarga da água do mar aquecida pela CNAAA. A = Inverno (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas), B = Verão (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas) Fonte: EIA RIMA (2005).

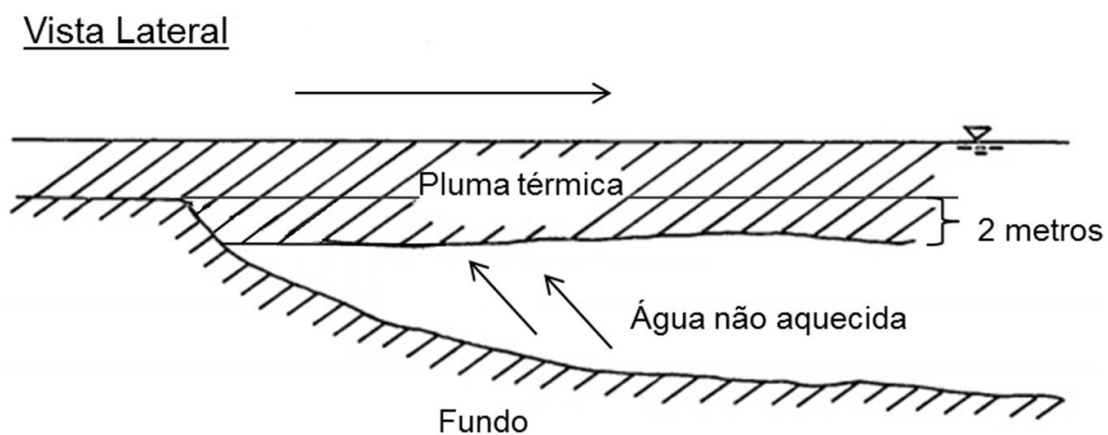


Figura 2. Vista Lateral da pluma térmica gerada pela descarga da água do mar aquecida pelo funcionamento da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) (Vargas 1986).



Figura 3. A circunferência em preto delimita a localização da área de estudo, na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fonte Gogle Earth).



Figura 4. Costões rochosos estudados, A- Ponta do Arame, M- Marina Piraquara, T- Ponta do Tubarão, I- Ilha Sabacu e IR- Ilha Redonda (Fonte Gogle Earth).

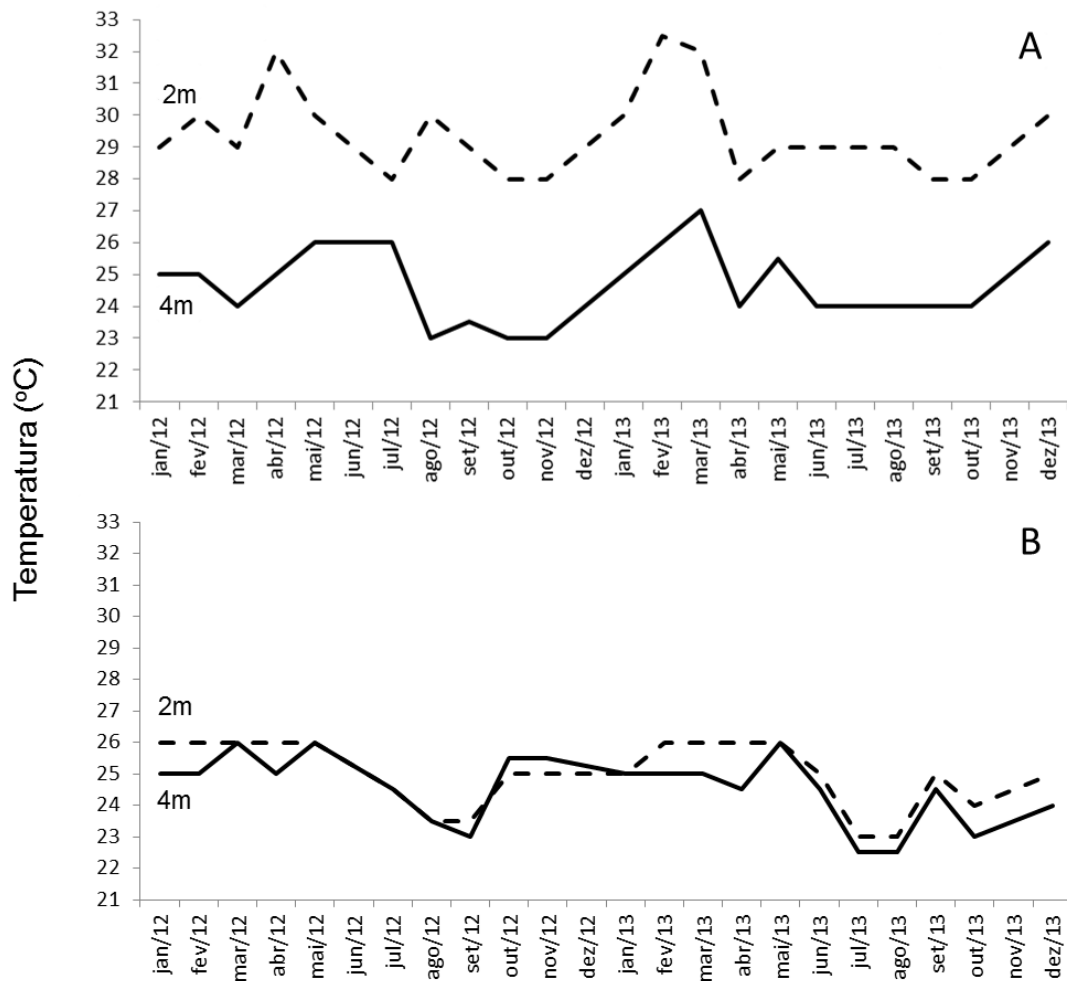


Figura 5. Variação da temperatura da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade entre os meses de janeiro de 2012 e dezembro de 2013. A- Ponta do Arame e B- Ilha Sabacu.

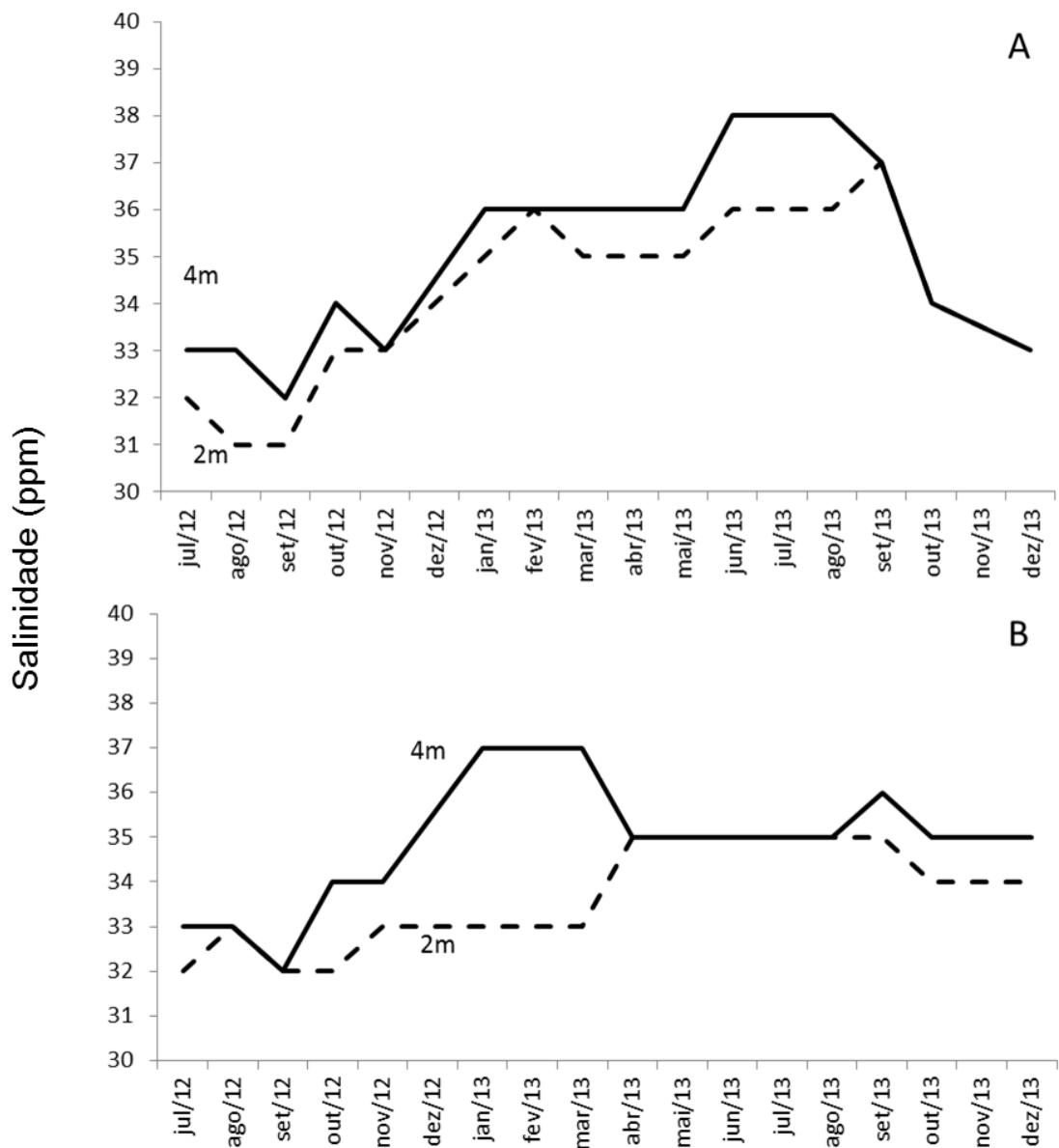


Figura 6. Variação da salinidade da água do mar entre os meses de julho de 2012 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação da salinidade da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação da salinidade da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS). A salinidade é apresentada em partes por milhão.

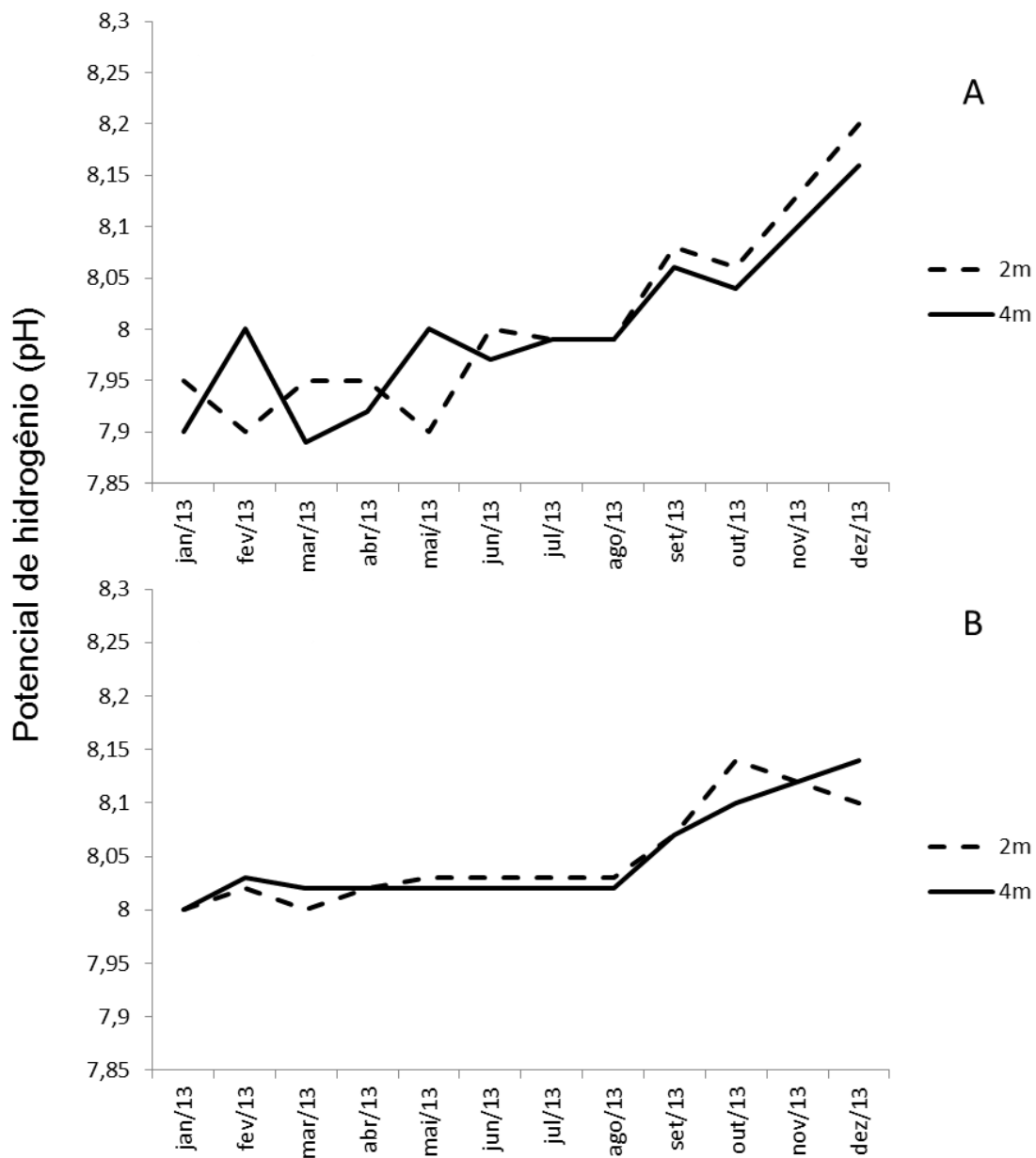


Figura 7. Variação do potencial de hidrogênio (pH) da água do mar entre os meses de janeiro de 2013 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação do pH da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação do pH da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS).

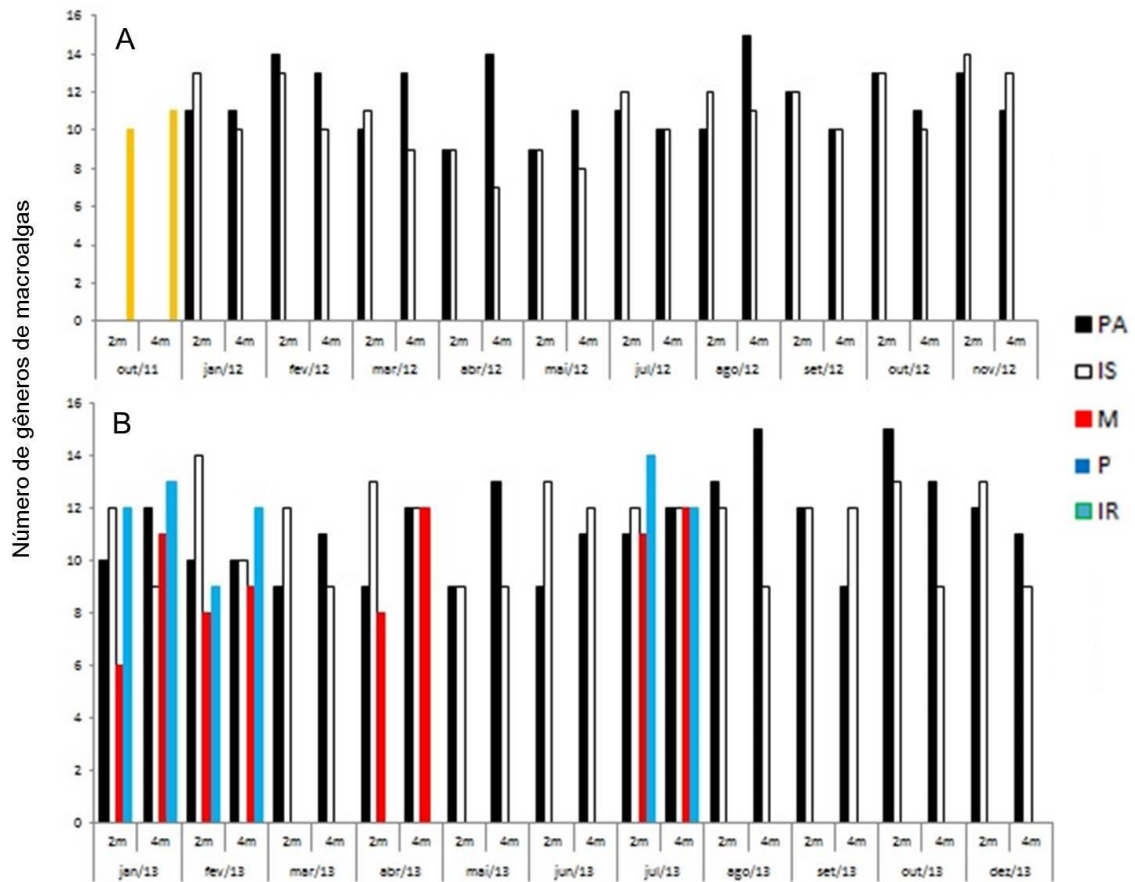


Figura 8. Número total de gêneros de macroalgas identificados aos 2 e 4 metros de profundidade ao longo dos 22 meses amostrados em **A** 2012 e **B** 2013. PA = Ponta do Arame (colunas pretas), IS = Ilha Sabacu (colunas brancas), M = Marina Piraquara (colunas vermelhas), P = Ponta do Tubarão (colunas azuis) e IR = Ilha Redonda (coluna amarela).

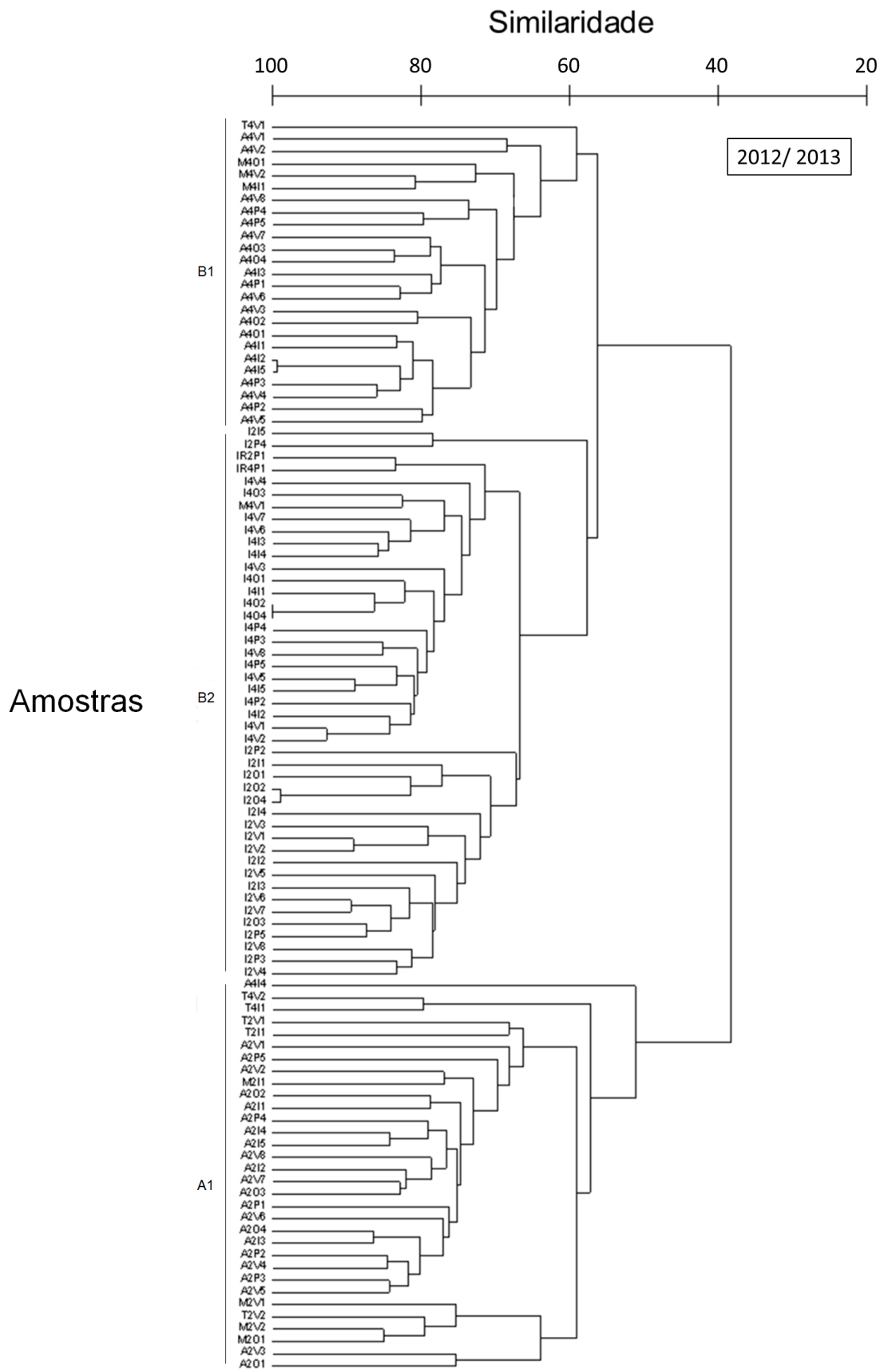


Figura 9. Dendrograma com 36 variáveis x 114 observações da média dos valores brutos de cobertura das espécies obtidos nas profundidades 2 e 4 metros de cada local estudado. Aonde, A- Ponta do Arame, M- Marina Piraquara, T- Ponta do Tuberão, I- Ilha Sabacu e IR- Ilha Redonda. Os números representam a profundidade 2 metros e 4 metros. Por último, as siglas V1, V2 e V3 representam o verão, O1 e O2 o outono, I1 e I2 o inverno e P2 e P3 a primavera de 2012. As siglas V4, V5, V6 e V7 representam o verão, O3 e O4 o outono, I3, I4 e I5 o inverno, P4 e P5 a primavera e V8 representa dezembro de 2013.

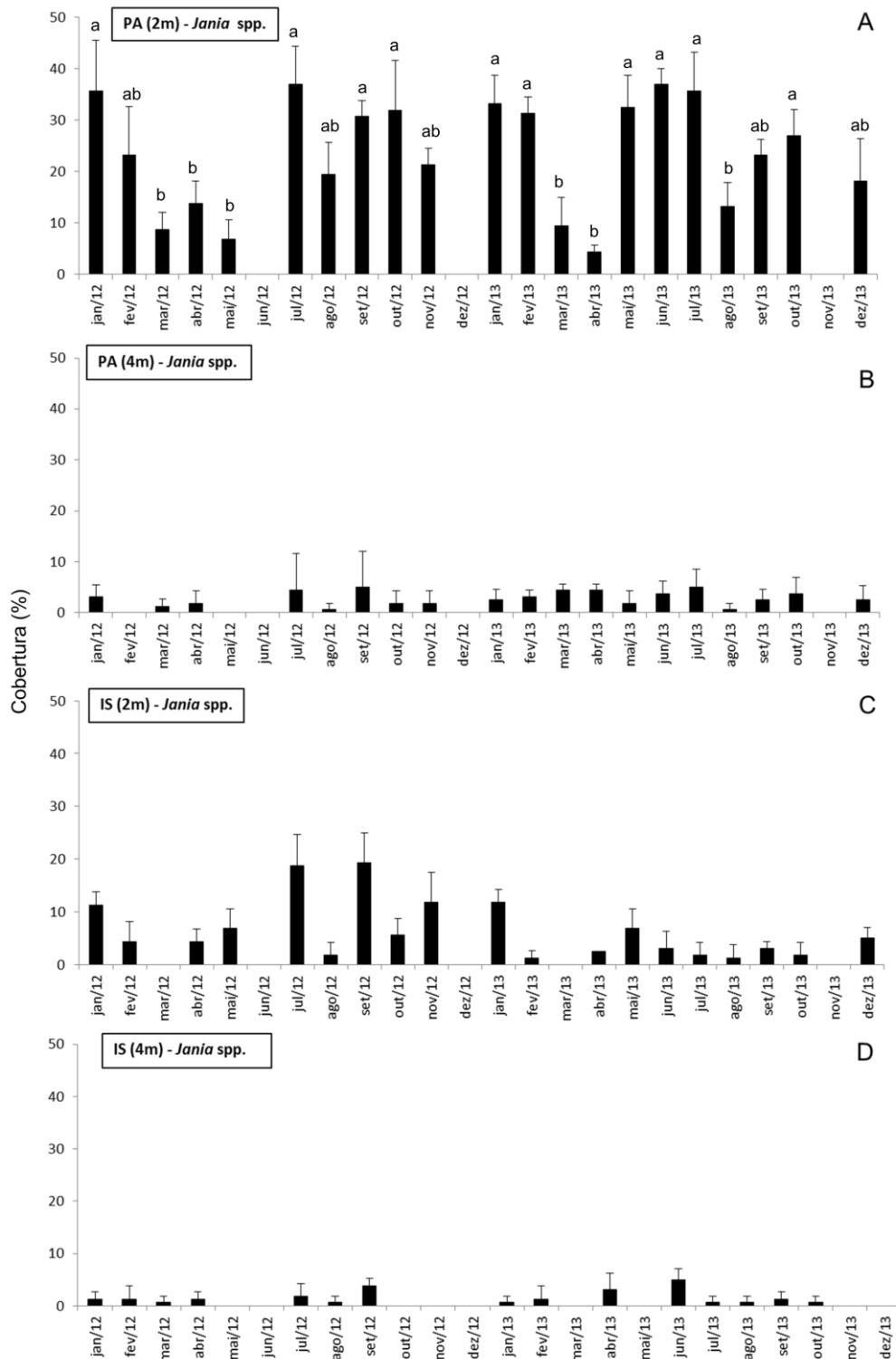


Figura 10. : Cobertura relativa de *Jania* spp. ao longo do estudo em A- Ponta do Arame a 2 metros de profundidade, B- Ponta do Arame a 4 metros de profundidade, C- Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade e D- Ilha Sabacu a 4 metros de profundidade. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tuckey (n= 4).

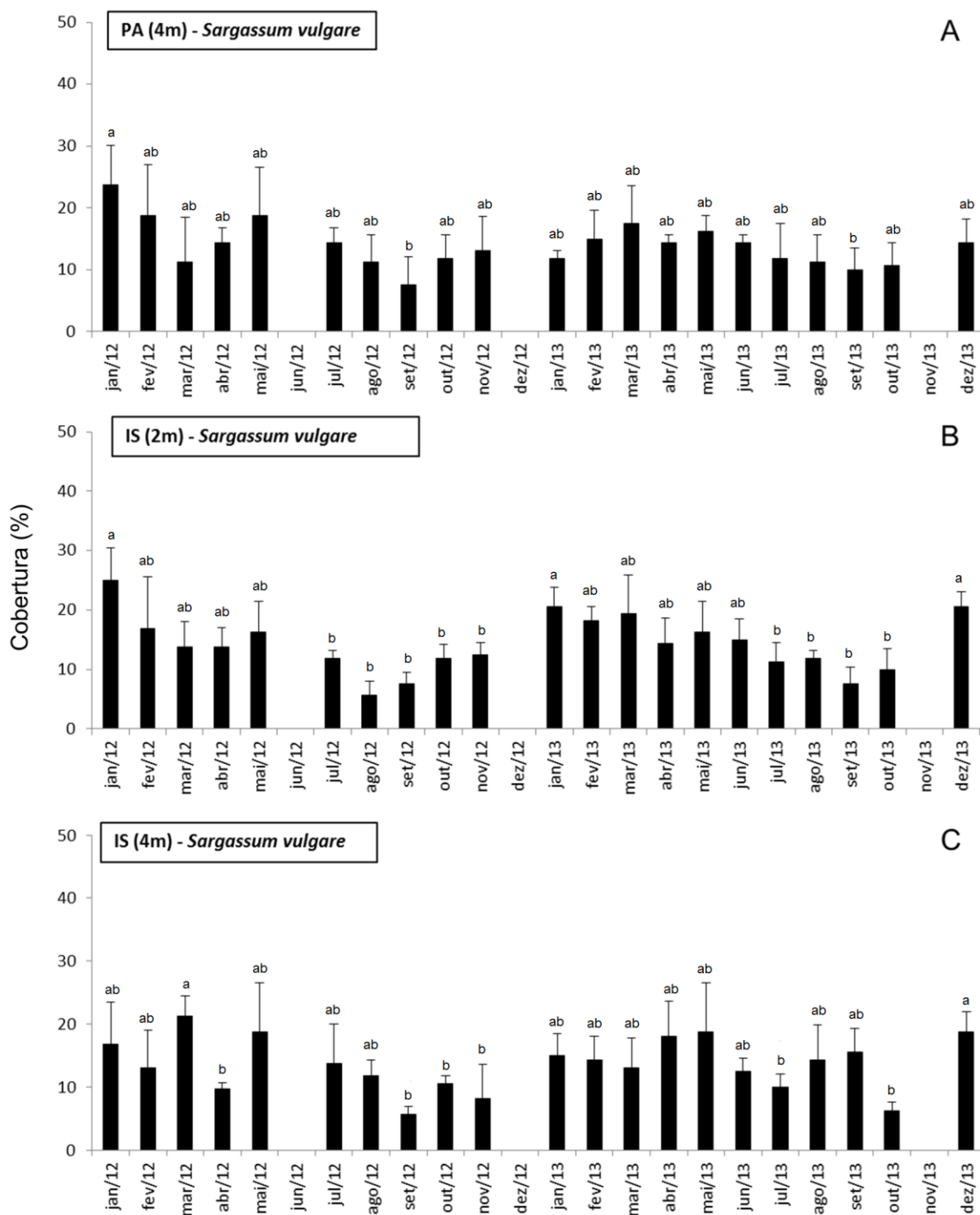


Figura 11. Cobertura relativa de *Sargassum vulgare* ao longo do estudo em A- Ponta do Arame a 4 metros de profundidade, B- Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade e C- Ilha Sabacu a 4 metros de profundidade. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tuckey (n= 4).

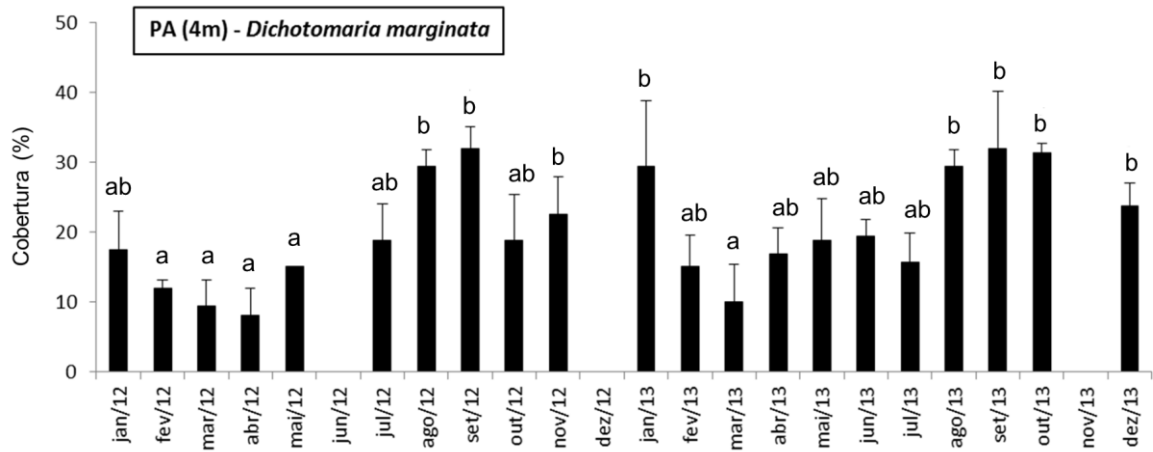


Figura 12. Cobertura relativa de *Dichotomaria marginata* (J. Ellis & Solander) Lamarck ao longo do estudo aos 4 metros de profundidade na Ponta do Arame. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tukey (n= 4).

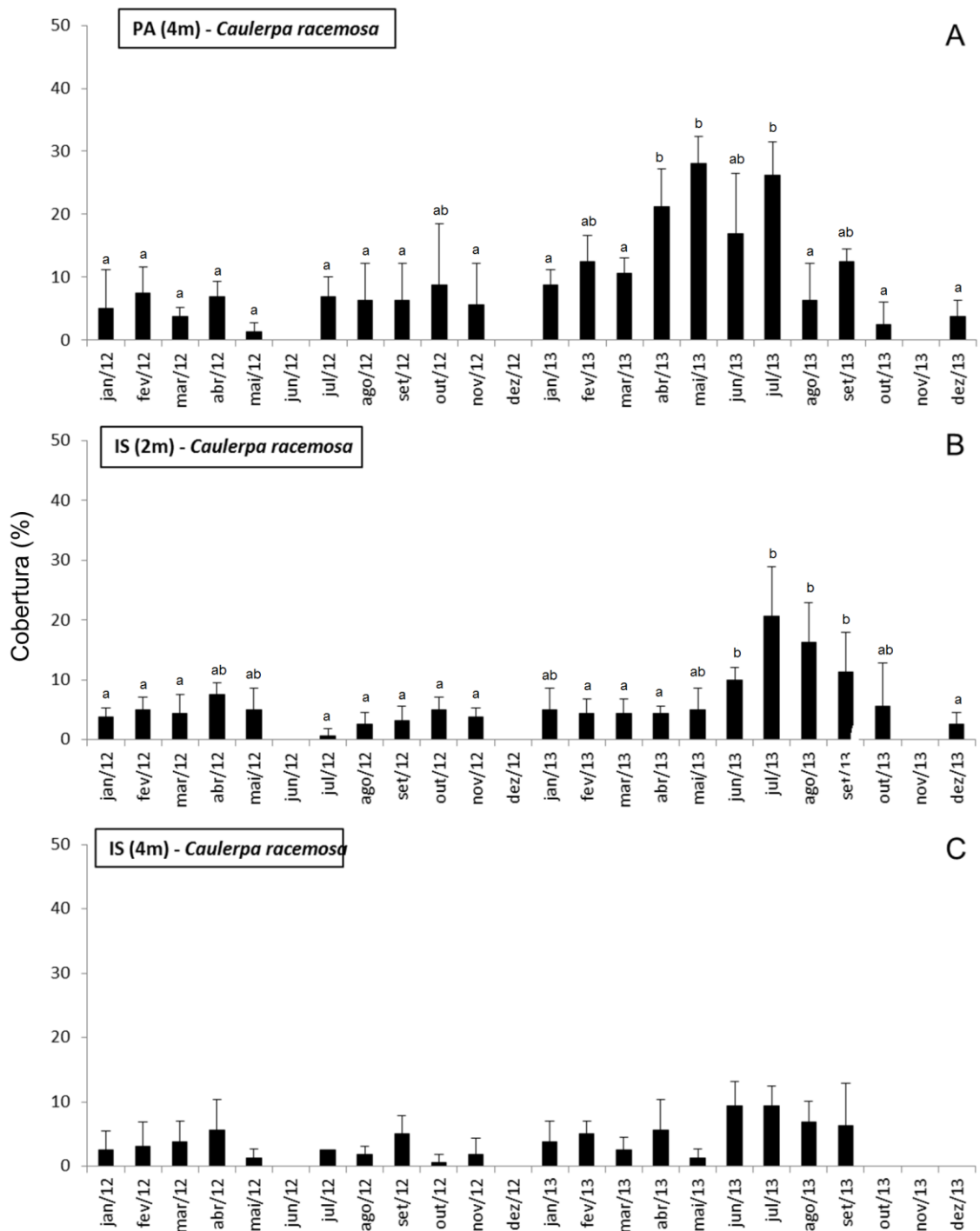


Figura 13. Cobertura relativa de *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J.Agardh ao longo do estudo em A- Ponta do Arame a 4 metros de profundidade, B- Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade e C- Ilha Sabacu a 4 metros de profundidade. Os asteriscos acima das colunas indicam as diferenças significativas entre médias detectadas no Teste de Tukey (n= 4).

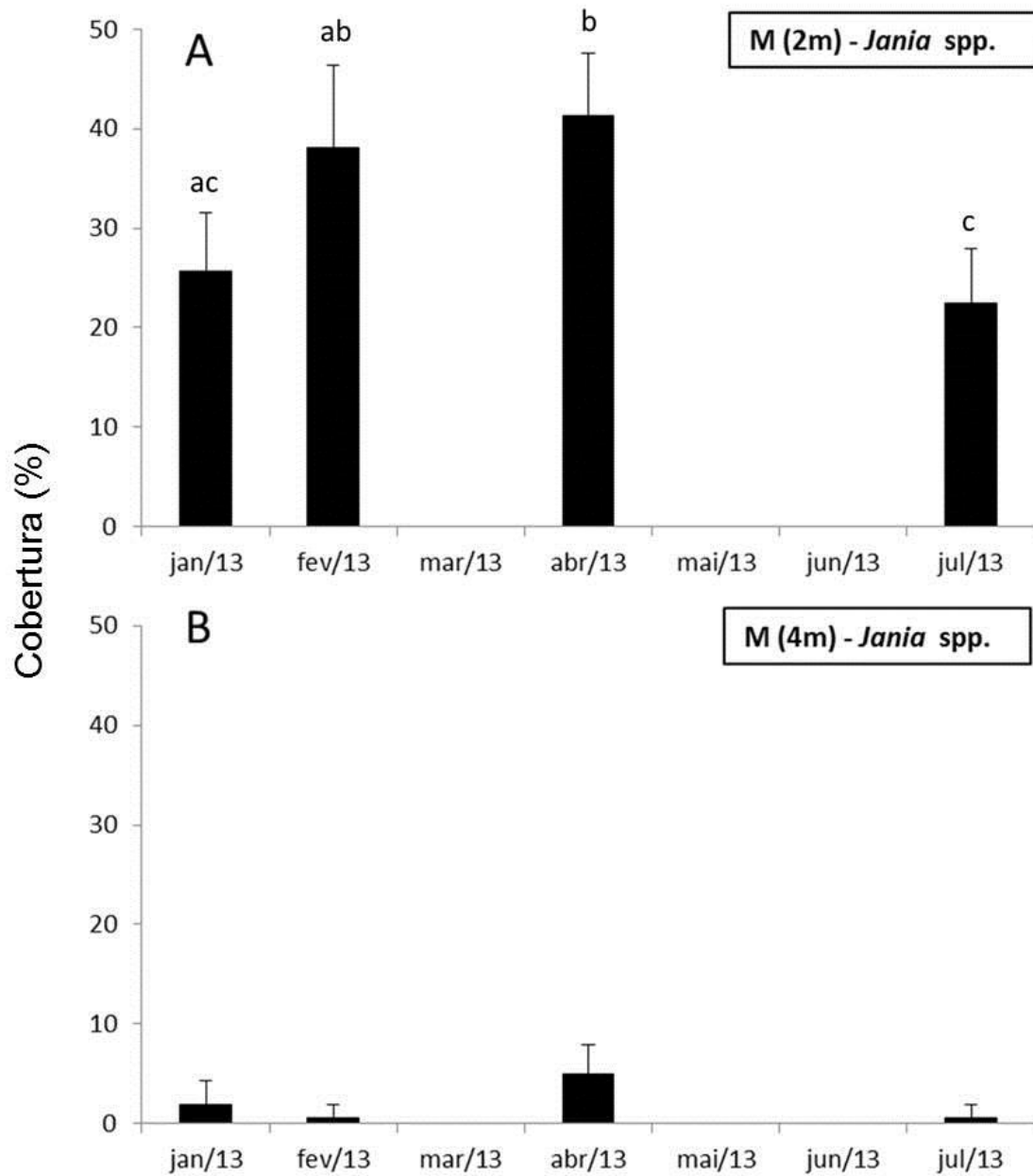


Figura 14. Cobertura relativa de *Jania* spp. nos meses de janeiro, fevereiro, abril e julho de 2013 na Marina Piraquara (M) em A- 2 metros de profundidade, B- 4 metros de profundidade. As letras a cima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tukey (n= 4).

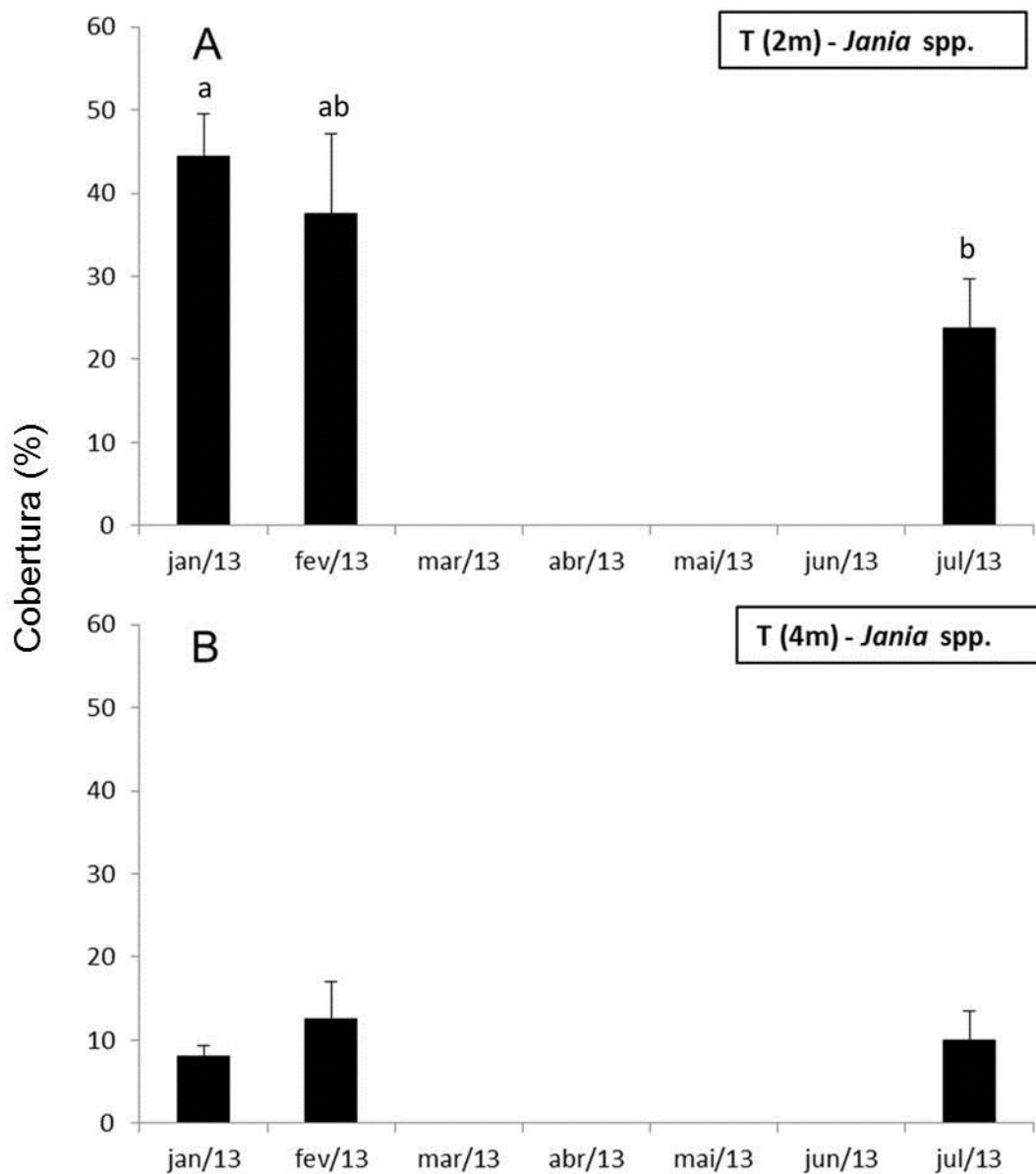


Figura 15. Cobertura relativa de *Jania* spp. nos meses de janeiro, fevereiro, abril e julho de 2013 na Ponta do Tubarão (T) em A- 2 metros de profundidade, B- 4 metros de profundidade. As letras a cima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tuckey (n=4).

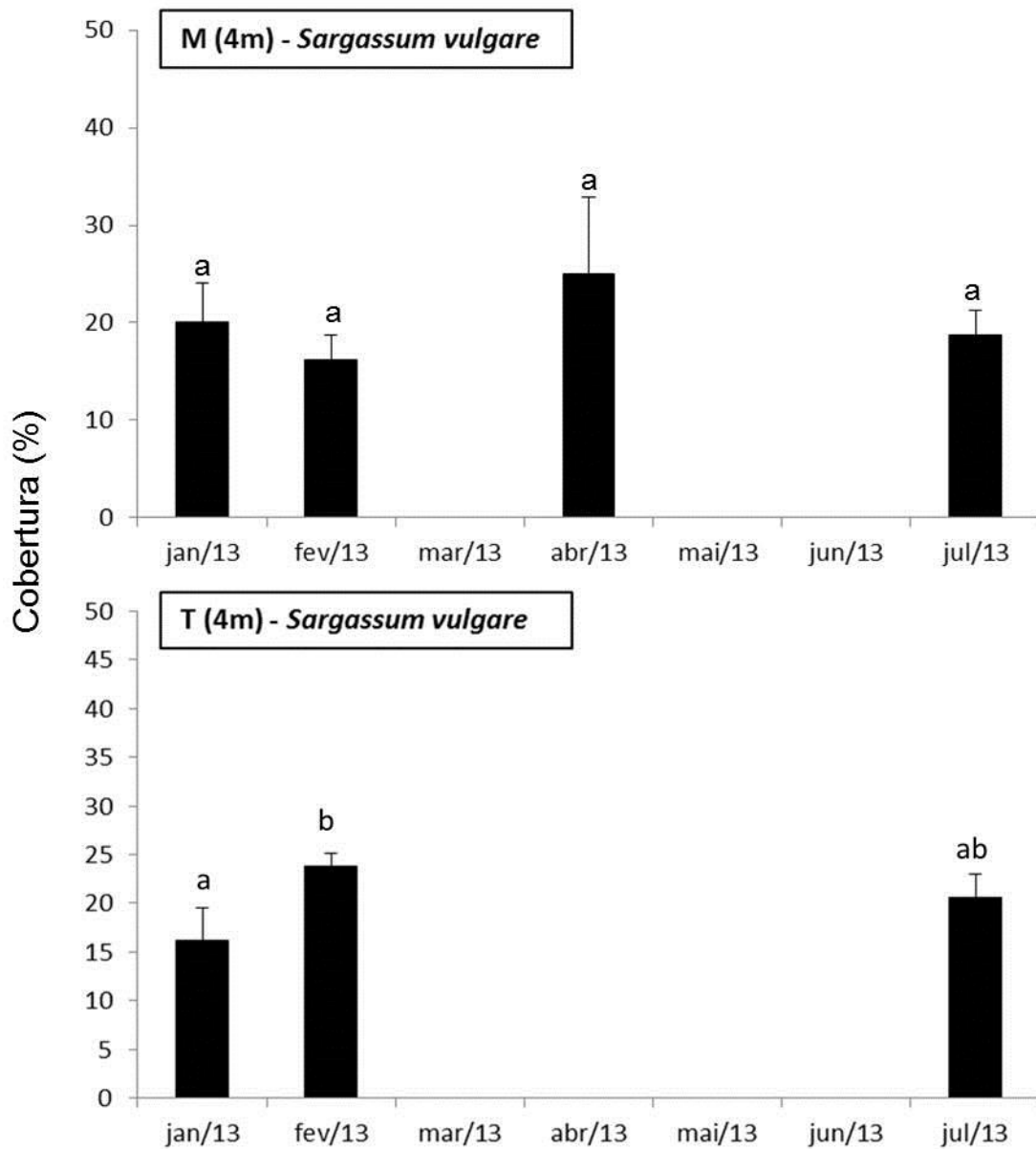


Figura 16. Cobertura relativa de *S. vulgare* nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2013 na Marina Piraquara (M) e na Ponta do Tubarão (T) a 4 metros de profundidade. As letras a cima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tukey (n=4).

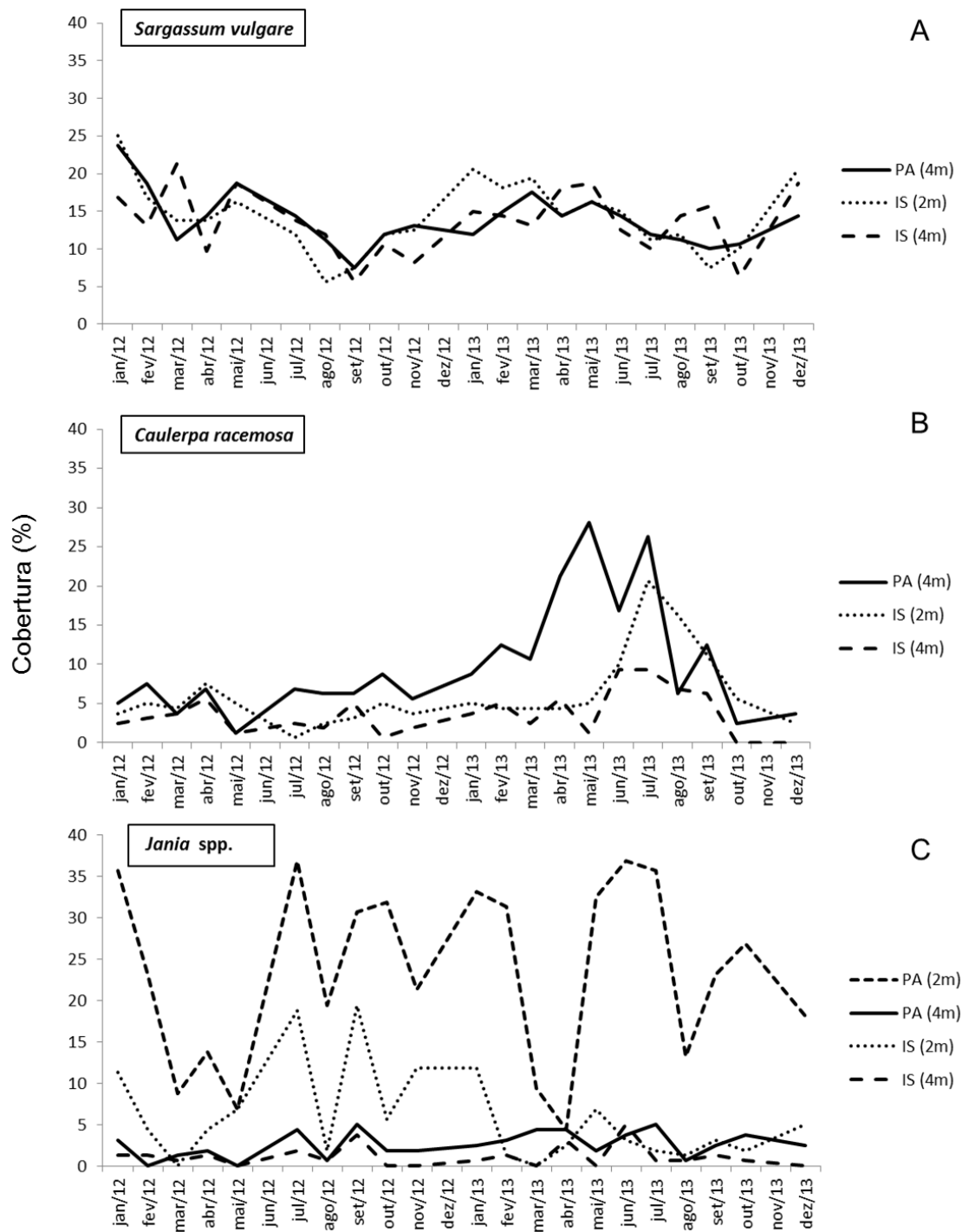


Figura 17. Comparação entre a cobertura relativa das espécies de macroalgas indicadoras do aquecimento da água do mar ao longo do estudo. Onde, A- *Sargassum vulgare*, B- *Caulerpa racemosa* e C- *Jania* spp.

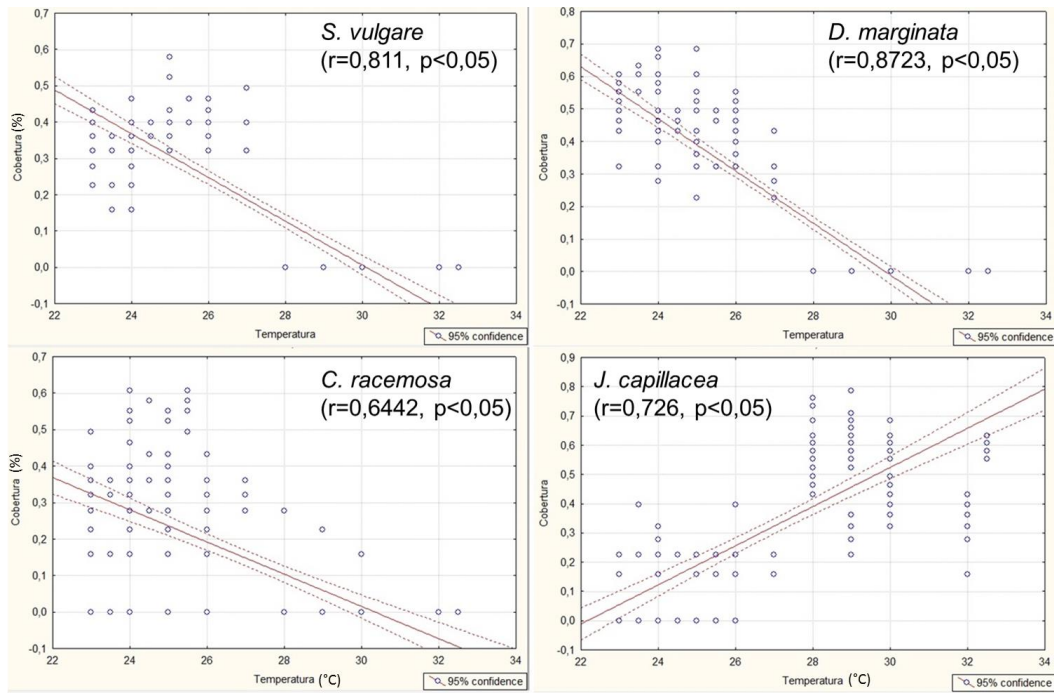


Figura 18. Correlação entre a cobertura relativa das espécies indicadoras do aquecimento da água do mar e a temperatura da água (dados transformados em arcosen da raiz quadrada da proporção, $n=4$). Onde A- *Sargassum vulgare*, B- *Dichotomaria marginata*, C- *Caulerpa racemosa* e D- *Jania* spp.

Tabela 1. Táxons das macroalgas e dos macroinvertebrados bentônicos sésseis identificados na Ponta do Arame (PA), Marina Piraquara (M), Ponta do Tubarão (T), Ilha Sabacu (IS) e Ilha Redonda (IR).

Táxons	PA	M	T	IS	IR
<i>Chaetomorpha nodosa</i> Kützing	x				
<i>Chaetomorpha</i> sp.	x				
<i>Feldimannia indica</i> (Sonder) Womersley & A.Bailey				x	
<i>Aglaothamnion halliae</i> (F.S.Collins) N.E.Aponte, D.L.Ballantine & J.N.Norris	x			x	
<i>Antithamnionella atlantica</i> (E.C. Oliveira) C.W.Schneider	x				
<i>Dasya</i> sp.	x				
<i>Sphacelaria tribuloides</i> Meneghini	x			x	
<i>Cladophora vagabunda</i> (Linnaeus) Hoek	x	x	x	x	
<i>Cladophora</i> sp.	x				
<i>Ceratodictyon variable</i> (J.Agardh) R.E.Norris	x				
<i>Ceramium</i> sp.	x			x	
<i>Polysiphonia cf denudata</i>	x				
<i>Polysiphonia subtilissima</i> Montagne	x				
<i>Polysiphonia</i> sp.				x	
<i>Neosiphonia flaccidissima</i> (Hollenberg) M.S.Kim & I.K.Lee	x				
<i>Wrangelia argus</i> (Montagne) Montagne	x				
<i>Gayliella flácida</i> (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.McIvor	x				
<i>Gayliella</i> sp.	x	x	x		
<i>Lophocladia trichoclados</i> (C.Agardh) F.Schmitz	x	x			
<i>Acantophora spicifera</i> (M.Vahl) Børgesen	x	x	x	x	
<i>Chondracanthus</i> sp.	x			x	
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq	x	x	x		
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen	x			x	
<i>Bryopsis pennata</i> J.V.Lamouroux				x	
<i>Bryopsis</i> sp.			x		
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh	x	x	x	x	
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G.Gmelin) M.A.Howe			x	x	
<i>Caulerpa cupressoides</i> (Vahl) C.Agardh	x				
<i>Caulerpa ambigua</i> (W.R.Taylor) Eubank				x	
<i>Champia compressa</i> Harvey	x	x	x	x	
<i>Champia parvula</i> (C.Agardh) Harvey	x				
<i>Gelidium</i> sp.	x				
Gelidiaceae	x				
Gelidiales	x	x	x		x
<i>Gelidiopsis gracilis</i> (Kützing) Feldmann				x	
<i>Gigartina</i> sp.	x				
<i>Gigartina acicularis</i> (Roth)	x				
<i>Hypnea cervicornis</i> J.Agardh	x	x	x	x	
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan de Saint-Léon	x	x	x	x	x

Táxons	PA	M	T	IS	IR
<i>Padina gymnospora</i> (Kützinger) Sonder	x	x	x	x	x
<i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Roth) Derbès & Solier				x	x
<i>Rosenvingea intricata</i> (J. Agardh) BØrgesen	x			x	
<i>Dictyota ciliolata</i> Sonder ex Kützinger	x	x	x	x	x
<i>Dictyopteris</i> sp.				x	
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kützinger) De Paula & De Clerck	x			x	
<i>Laurencia</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Laurencia caduciramulosa</i> Masuda & Kawaguchi	x			x	
<i>Tricleocarpa cylindrica</i> (J.Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka	x	x			
<i>Jania capillacea</i> Harvey	x	x	x		
<i>Jania</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Jania adhaerens</i> J.V.Lamouroux	x	x		x	
<i>Amphiroa fragilissima</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux	x		x	x	
<i>Amphiroa brasiliana</i> Decaisne	x			x	
<i>Amphiroa</i> sp.	x		x		x
<i>Dichotomaria marginata</i> (Ellis & Solander) J.V.Lamouroux	x	x	x	x	x
<i>Sargassum vulgare</i> C. Agardh	x	x	x	x	x
<i>Mussismilia hispida</i>				x	x
<i>Astrangia rathbuni</i>	x				
<i>Carijoa riisei</i>	x	x	x	x	
<i>Palythoa</i> spp.	x	x	x	x	x
<i>Zoanthus sociatus</i>	x	x		x	x
Ascidias	x	x	x	x	
Esponjas	x	x	x	x	x
Total de macroalgas 56	46	19	20	31	10
Total de espécies 63	56	24	24	36	14

Tabela 2. Cobertura em percentual dos diferentes gêneros/ grupos taxonômicos identificados nos diferentes locais e profundidades ao longo dos anos de 2012 e 2013. Ponta do Arame (PA), Marina Piraquara (M), Ponta do Tubarão (T), Ilha Sabacu (IS) e Ilha Redonda (IR).%= média aritmética; s= desvio-padrão (n=4)

Locais Profundidades	PA				M				PT				IS				IR			
	2m		4m		2m		4m		2m		4m		2m		4m		2m		4m	
Táxons	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s
Substrato	0,11	0,15	0,49	0,68	0,00	0,00	1,56	0,00	1,67	1,15	6,88	1,52	0,00	0,00	1,11	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
Filamentosa vermelha	7,78	5,24	3,28	1,34	21,25	6,23	5,94	1,33	9,38	3,70	5,21	1,91	2,96	0,88	2,34	1,06	5,63	9,66	8,13	10,68
Filamentosa verde	5,09	2,30	1,33	0,78	0,63	0,48	0,00	0,00	2,92	2,02	1,04	0,38	0,46	0,33	0,35	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lophocladia</i>	0,20	0,24	0,52	0,62	0,00	0,00	0,83	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sphaecelaria</i>	0,34	0,38	0,05	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caulerpa</i>	0,40	0,33	9,56	2,90	0,00	0,00	3,75	1,52	0,00	0,00	0,42	0,29	5,98	1,90	3,89	1,09	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Codium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ulva</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Padina</i>	5,94	0,85	3,10	0,58	2,08	0,61	3,33	0,46	2,50	0,90	4,17	0,80	5,71	1,18	4,32	1,40	5,00	5,40	5,00	2,04
<i>Dictyota/Canistrocarpus</i>	11,48	2,54	4,92	1,09	3,44	0,63	5,21	1,14	11,67	3,57	11,46	0,95	7,99	1,40	3,83	0,87	4,38	3,15	6,25	3,23
<i>Dictyota</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,27	0,08	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Copomenia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	0,61	0,00	0,00	0,63	1,25	1,25	1,44
<i>Champia</i>	0,74	0,53	0,99	0,46	0,00	0,00	0,21	0,25	1,04	0,29	2,08	1,44	3,42	1,04	2,12	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acantophora</i>	12,50	1,61	1,09	0,56	1,25	1,34	0,63	0,35	1,67	1,15	0,42	0,29	0,05	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Galidiales</i>	6,42	2,18	1,14	0,51	3,33	1,70	1,25	0,38	6,88	2,25	2,71	0,63	0,30	0,27	0,03	0,05	2,50	2,89	0,63	1,25
<i>Chondracanthus</i>	3,68	0,94	1,30	0,61	1,25	0,74	0,21	0,25	1,46	0,14	1,88	1,30	0,41	0,31	0,16	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hypnea</i>	2,56	1,13	1,43	0,72	2,08	1,21	0,52	0,00	0,83	0,14	2,29	0,38	0,19	0,13	0,03	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rosenvingea</i>	0,14	0,19	0,05	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,16	0,11	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Asparagopsis</i>	0,00	0,00	0,08	0,12	0,00	0,00	0,21	0,25	0,21	0,14	4,17	1,91	10,49	3,04	4,08	1,41	5,63	4,27	6,88	3,15
<i>Laurencia</i>	0,23	0,33	0,39	0,27	0,42	0,25	1,15	0,29	3,54	1,66	1,04	0,72	4,07	0,94	0,95	0,29	3,75	3,23	2,50	2,04
<i>Sargassum</i>	0,00	0,00	13,36	1,40	0,00	0,00	19,38	1,47	0,63	0,43	20,21	1,51	13,64	1,93	13,86	1,91	7,50	3,54	11,25	4,33
<i>Dichotomania</i>	0,00	0,00	20,10	3,00	0,00	0,00	5,73	2,12	0,00	0,00	9,96	6,21	0,00	0,00	0,22	0,29	0,00	0,00	2,50	3,54
<i>Tricleocarpa</i>	1,34	0,76	0,16	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Jania</i>	26,05	3,58	2,86	0,69	28,85	3,68	1,88	0,83	35,00	4,09	9,38	1,39	5,79	2,27	1,41	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Amphiroa</i>	1,42	1,41	1,60	0,66	2,71	2,75	5,10	0,85	0,83	0,29	1,21	0,14	11,93	2,33	9,92	1,59	8,75	4,79	10,00	2,04
CCA	8,21	1,03	14,09	2,27	11,67	0,82	11,35	1,09	9,38	1,80	7,50	1,64	11,20	2,04	14,18	1,82	14,38	5,15	9,38	4,27
<i>M. hypsida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,13	1,30	0,37	0,63	1,25	1,25	1,44
Coral não identificado	1,25	0,62	0,55	0,29	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fajuthoa</i>	0,00	0,00	8,13	2,23	1,98	0,13	22,40	3,88	1,67	1,15	3,54	1,84	8,07	1,23	21,01	2,99	38,75	12,50	26,88	13,44
<i>Zoanthus</i>	0,00	0,00	0,55	0,25	0,00	0,00	2,08	0,63	0,20	0,00	0,10	0,00	0,90	0,33	4,86	0,80	0,63	1,25	3,75	4,79
<i>Canjica</i>	0,06	0,11	2,20	0,72	0,00	0,00	0,40	0,13	0,42	0,29	0,42	0,29	0,05	0,08	0,28	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
Ascidias	0,50	0,05	1,43	0,77	0,31	0,24	0,31	0,25	1,67	0,76	1,25	0,25	0,43	0,29	0,68	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00
Esponjas	3,35	0,90	5,26	1,00	8,54	1,72	6,25	1,01	6,46	3,41	2,71	0,80	4,27	0,71	8,83	1,00	1,88	2,39	4,38	2,39
Biofilme	0,00	0,00	0,00	0,00	10,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Briozoários	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

CAPÍTULO II

**A sucessão ecológica em costões rochosos
sujeitos ou não a distúrbio por estresse
térmico no sudeste do Brasil.**

Introdução

Os costões rochosos, assim como a maioria das comunidades naturais são caracterizados pela heterogeneidade espacial e pela dinâmica temporal (Souza 1984). Estas podem ser uma resposta a distúrbios físicos e interações biológicas, que comumente causam alterações imprevisíveis na abundância dos organismos ao longo da sucessão aonde geralmente há substituições de espécies (Cervin *et al.* 2004). Essas mudanças envolvem muitas vezes a ocorrência ou dominância progressiva de espécies de plantas de maior tamanho que possuem menores taxas de crescimento e habilidade de dispersão (McCook 1994). Os bancos de macroalgas geralmente são constituídos por espécies de maior porte que formam o estrato superior ou dossel, estas têm influência direta e/ou indireta sobre as macroalgas dos estratos inferiores (Foster 1975, Eston & Bussab 1990). As macroalgas do dossel são capazes de suprimir ou facilitar o crescimento de outras espécies nestas comunidades (Irving *et al.* 2004), determinando, assim, a distribuição e abundância dos organismos associados (Wernberg *et al.* 2005).

A presença ou ausência de uma única espécie chave (engenheira) pode alterar completamente a estrutura e a dinâmica da comunidade (Passarelli *et al.* 2014). Por exemplo, em densidades muito baixas, as macroalgas formadoras de dossel podem modificar a hidrodinâmica na sua proximidade, podendo ter um efeito local de varredura. Ao aumentar a densidade, o fluxo interativo entre as espécies chave é estabelecido, induzindo a turbulência e a desestabilização do substrato. Em densidades mais elevadas, a maior parte do fluxo d'água passa por cima das espécies chave, e a velocidade da água na superfície do sedimento é reduzida, estabilizando o substrato (Garcia & Duarte 2001, Eckman *et al.* 2003). Sendo assim, a presença dominante de espécies engenheiras caracteriza as condições ambientais devido ao seu efeito sobre a hidrodinâmica, estabilidade do sedimento e viabilidade de nutrientes e luz, afetando

assim a estrutura dos organismos bentônicos, facilitando ou inibindo o recrutamento, crescimento e sobrevivência de outras espécies, associadas ou “acompanhantes” (Jones *et al.* 1994, Paterson & Black 1999, Passarelli *et al.* 2014).

As algas acompanhantes são, geralmente, espécies que crescem emaranhadas, formando pequenas almofadas ou “*turfs*” (turfos) tendo como principais tipos morfo-funcionais as algas calcárias articuladas, as foliáceas e as macrófitas corticadas. Estes grupos ocupam o estrato inferior ficando o estrato incrustante representado, principalmente, por algas crostosas (Steneck & Dethier 1994). Segundo Steneck & Dethier (1994), os ambientes submetidos a um menor potencial de distúrbios e maior potencial de produtividade são caracterizados pela presença das algas coriáceas (formadoras do dossel) onde ocorre a maior diversidade de grupos morfo-funcionais.

A descarga da água do mar aquecida pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (daqui em diante CNAAB) é um distúrbio antropogênico que gera uma estratificação da coluna d’água, variando desde a completa estratificação, até a completa mistura do efluente térmico. Isto, leva ao espalhamento da camada superficial da água devido a sua flutuabilidade, gerando um gradiente de temperatura com o distanciamento da descarga (EIA RIMA 2005, Mayer-Pinto *et al.* 2012) (Fig. 01A e B). Nesse tipo de descarga, o calor se dissipa para a atmosfera a uma taxa máxima, e as mudanças de temperatura próxima ao fundo, ou no fundo, permanecem num mínimo, podendo se evidenciar a formação de uma pluma térmica (Fig. 02) (Vargas 1986). Em Texeira *et al.* (2009) e em Mayer-Pinto *et al.* (2012) a temperatura superficial da água do mar variou em função do distanciamento da descarga de água do mar aquecida, com os valores máximos de 29°C no inverno e 36°C no verão a 100 metros da descarga. Todavia, estes trabalhos foram conduzidos apenas nas profundidades sob o efeito da pluma térmica, não havendo informações sobre as condições abaixo da pluma.

A presença da pluma térmica, na área de influência da CNAAA, gera a formação de duas fisionomias diferentes: uma sujeita à pluma térmica (até 2 metros de profundidade) e outra não (abaixo da pluma térmica até a interface com o fundo não consolidado) (Mariath 2015, capítulo 1). Nestas condições, as algas formadoras de dossel *S. vulgare* e *D. marginata* que foram abundantes e indicadoras das comunidades fora da influência da pluma térmica não ocorreram ou raramente foram encontradas nos locais sob a influência da pluma (Mariath 2015, capítulo1). Alterando os padrões de distribuição esperados para o infralitoral dos costões rochosos protegidos do sudeste do Brasil, aonde *Sargassum* é considerada a alga mais importante em termos de abundância (Paula & Oliveira-Filho 1980, Eston & Bussab 1990, Széchy & Paula 1997, Széchy & Paula 2000, Amado Filho *et al.* 2003).

As interações competitivas em comunidades naturais e os mecanismos que capacitam as espécies a coexistirem utilizando um mesmo recurso, são assuntos de relevante interesse para os ecologistas (Kastendiek, 1982). Os efeitos dessas interações geralmente são avaliados com experimentos de raspagem completa do substrato ou remoção das algas do dossel, para a observação de como a comunidade associada se comporta ao longo do tempo. Geralmente, nos estágios iniciais ocorre aumento na cobertura das algas efêmeras (ex. filamentosas e/ou foliáceas) de crescimento rápido e ciclo de vida com menos de um ano e declínio ou branqueamento do estrato crostoso. Em estágios intermediários da sucessão há aumento na cobertura das algas perenes de crescimento rápido, com o ciclo de vida maior que um ano e atingindo a maturidade reprodutiva com menos de um ano (estrato inferior). Nos estágios avançados da sucessão há substituição pelas espécies de algas perenes de crescimento lento, com o ciclo de vida maior que um ano e atingindo a maturidade reprodutiva com mais de um ano, geralmente são representados pelas algas formadoras do dossel (ex. algas

coriáceas) (Northcraft 1948, Foster 1975, Souza 1980, Kastendiek 1982, Kennelly 1987, 1989, Eston & Bussab 1990, Figueiredo *et al.* 1996, Fonseca 1998, Figueiredo *et al.* 2000, Connell 2003, Cervin *et al.* 2004, Irving *et al.* 2004). Em contraste, a remoção contínua das algas formadoras do dossel ou a ação de herbívoros podem alterar a abundância das macroalgas nos diferentes estágios sucessionais (Souza 1980, Eston & Bussab 1990, Fonseca 1998, Cervin *et al.* 2004).

Há vários relatos da literatura que confirmam a presença de crustáceos, moluscos e equinodermos associados a bancos de macroalgas no Brasil (Montouchet 1979, Tararam & Wakabara 1981, Wakabara *et al.* 1983, Leite *et al.* 2000, Széchy & de Paula 2000, Széchy *et al.* 2001, Jacobucci & Leite 2002, Tanaka & Leite 2003, Jacobucci *et al.* 2006, Creed *et al.* 2007). A densidade dos herbívoros e conseqüentemente a diversidade de macroalgas são diretamente controlados pela população de seus respectivos predadores, num processo chamado “Top-down” (Power 1992). Sendo assim, distúrbios antropogênicos que afetem os níveis tróficos mais altos, podem resultar em grandes mudanças nos níveis inferiores, desequilibrando o sistema como um todo e impactando tanto os costões rochosos quanto os recifes de corais (McClanahan & Shafir 1990, Steneck & Dethier 1994).

No Brasil, existem poucos estudos sobre a dinâmica das comunidades em ambientes sujeitos a diferentes distúrbios, através de experimentos de colonização e sucessão (Paula & Eston 1989, Eston & Bussab 1990, Fonseca 1998, Villas-Boas & Figueiredo 2004, Mayer-Pinto *et al.* 2012, Mariath *et al.* 2013). Em especial, faltam estudos de sucessão em ambientes marinhos sujeitos a alta temperatura da água do mar, como em Mayer-Pinto *et al.* (2012) que estudando múltiplos estressores (temperatura, cloro e fluxo da água) encontraram redução na riqueza de espécies e na variabilidade das assembléias quando expostas ao estresse térmico.

Sendo assim, neste capítulo nós testamos três hipóteses, a primeira é que a ausência de *Sargassum* em locais expostos a pluma térmica gerada pela CNAAA leva ao aumento na cobertura das algas típicas do estrato intermediário em fases mais avançadas da sucessão. A segunda hipótese é que nas comunidades sem a influência da pluma térmica gerada pela CNAAA, os estágios iniciais da sucessão são dominados por algas efêmeras e os estágios avançados a dominância é substituída por algas coriáceas formadoras do dossel. A terceira hipótese é que na Ponta do Arame, a riqueza das espécies de macroalgas é menor quando sujeita à pluma térmica gerada pela CNAAA. Este trabalho teve como objetivo descrever e comparar a sucessão ecológica e a densidade dos macroinvertebrados bentônicos vageis em dois costões rochosos protegidos, a dois e quatro metros de profundidade, sujeitos ou não a pluma térmica gerada pela CNAAA, em ambientes com ou sem a presença das algas formadoras de dossel.

Área de Estudo

Este estudo foi realizado em dois costões rochosos na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fig.3). O ponto de estudo denominado Ponta do Arame (23°00'49,76''S e 44°26'37,7''O) está localizado no Saco Piraquara de Fora, a 300 metros da descarga de água do mar aquecida pelo resfriamento dos condensadores da CNAAA. Neste local, pode-se observar a formação de duas fisionomias diferentes: uma sujeita à pluma térmica (até dois metros de profundidade), com a ausência das algas formadoras de dossel *S. vulgare* e *D. marginata* e outra abaixo da pluma térmica até a interface com o fundo não consolidado, com a presença destas algas formando o dossel (Mariath 2015 capítulo 1) (Fig. 4).

A Ilha Sabacu (23°00'25,51''S e 44°23'3,58''O), ponto controle, está localizada na área da Estação Ecológica de Tamoios, instituída pelo Decreto nº 98.864, de 23 de

janeiro de 1990. (Fig. 4). Neste local, pode-se observar a presença de *S. vulgare* que é a única alga formadora de dossel a dois e quatro metros de profundidade (Mariath 2015 capítulo 1).

Os dois costões rochosos estudados são formados por matacões que possuem o seu tamanho variando de 30 centímetros a 1 metro (Teixeira *et al.* 2012) extensos e atingindo a maior profundidade aos 6 metros de profundidade, na interface com o fundo não consolidado. Estes pontos estão abrigados das ondulações do quadrante sul e norte, tendo pouca exposição ao batimento de ondas.

Materiais e Métodos

O estudo da sucessão ecológica foi realizado a dois e quatro metros de profundidades na Ponta do Arame e na Ilha Sabacu. Para tal, foram utilizados 60 discos de colonização por profundidade e local, preparados com epóxi (Tubolit MEN) e medindo 8 centímetros de diâmetro (Figueiredo 1997; Mariath *et al.* 2013). Estes discos foram numerados e posicionados na horizontal sobre os matacões dos costões rochosos no verão de 2012 (Fig. 5). Foram sorteados e retirados 10 discos por vez, após 14, 30, 64, 100, 366 e 720 dias na Ponta do Arame e após 12, 30, 64, 366 e 720 dias na Ilha Sabacu. A retirada dos discos de colonização foi aleatorizada em cada tempo sucessional. As placas retiradas até 30 dias foram classificadas como representantes dos estágios iniciais da sucessão, as placas até 100 dias como representantes dos estágios intermediários e as placas até 720 dias representantes dos estágios avançados da sucessão.

Após a retirada do mar, os discos foram fixados em solução de formaldeído a 4% em água do mar e, guardadas em caixas plásticas cobertas por sacos plásticos pretos para manter a coloração das algas. Os substratos artificiais foram utilizados por

oferecerem a vantagem de serem replicáveis, independentes, controláveis e livres de biota (West & Crump 1974; Fletcher *et al.* 1985).

No laboratório, antes da quantificação das espécies, os discos coletados no campo foram colocados em água corrente para a retirada dos sedimentos. Com auxílio de um estereomicroscópio, 20 pontos aleatórios foram distribuídos e projetados através de uma superfície transparente (Placa de Petri) sobre os discos colonizados. As algas situadas abaixo dos pontos aleatórios foram identificadas em grupos morfofuncionais e espécies. Nestas, foram observadas as características externas e internas de cada espécime, seguindo a classificação de grupos morfofuncionais de macroalgas (Steneck & Dethier 1994 adaptado, aonde foi criado o grupo das algas cenocíticas e as algas foliáceas corticadas e foliáceas foram agrupadas como foliáceas). Com auxílio do microscópio ótico, foram feitas observações e tomadas medidas de estruturas vegetativas e reprodutivas.

A identificação taxonômica das macroalgas foi feita com base na chave de identificação do Joly (1965), complementada por estudos taxonômicos de revisão atualizados. Dentre estes, destacam-se: Coto (2007) para *Cladophora*; Barreto & Yoneshigue-Valentin (2001) para *Ceramium*; Bacci (2005) para *Chondria*; de Paula (2007) para *Dictyota/ Canistrocarpus*; Paula (1988) para *Sargassum*; Cassano (2009) para *Laurencia*; Huisman & Borowitzka (1990) para Galaxauraceae; Fernandes & Guimarães (1998) para Gelidiales; Guimarães *et al.* (2004) para *Polysiphonia/ Neosiphonia*, dentre outros.

Fatores abióticos

A temperatura da água do mar foi medida entre os meses de janeiro de 2012 e dezembro de 2013 com um termômetro químico com escala interna de -10 a +60 °C. Os valores de salinidade foram obtidos entre os meses de junho de 2012 e dezembro de

2013 com um refratômetro portátil Biobrix modelo 21. O pH da água do mar foi medido entre os meses de janeiro e dezembro de 2013 com um Instrutherm pH-1900 e eletrodo combinado universal PEQ-1147.

Fatores bióticos

Para a qualificação dos macroinvertebrados bentônicos vageis foram retiradas fotografias e feitos filmes de curta duração destes animais durante as amostragens. O livro *Ilha Grande Submerça* (Boneschi *et al.* 2008) foi utilizado para a identificação das espécies de estrelas-do-mar e ouriços-do-mar. Os crustáceos foram identificados pela Dra. Tereza Gonçalves da Silva (especialista em crustáceos).

A quantificação da densidade de macroinvertebrados bentônicos vageis foi realizada nos mesmos locais onde foram implantados os discos de colonização, de dia (entre às 09:00 e 11:00 horas) e de noite (entre às 21:00 e 23:00 horas), ao longo de transectos de linha (n=4) com 10 metros de comprimento e distanciados 0,5 metros cada, formando uma área total de 20m² a dois e quatro metros de profundidade.

Análise dos dados

Nos dois locais e profundidades, foi feita a análise de variância (ANOVA) unifatorial para verificar as diferenças na riqueza de espécies de macroalgas entre os tempos sucessionais (Zar 1996). Para tal, foi utilizado o Software SigmaStat 3.5.

Para analisar a similaridade na composição de espécies entre as profundidades e os diferentes tempos sucessionais foi empregado o coeficiente de Jaccard (Jaccard 1901), para a Ponta do Arame (matriz com 120 observações e 45 descritores) e para a Ilha Sabacu (matriz com 100 observações e 39 descritores). Para tal, foi utilizado o pacote *Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research* (PRIMER), na versão 5.

Os dados de porcentual de cobertura dos grupos morfofuncionais foram transformados para arco seno da raiz quadrada da proporção a fim de homogeneizar as variâncias. A análise de variância (ANOVA) com um fator, o tempo, dois fatores, tempo e profundidade ou local e profundidade e, três fatores, tempo, profundidade e local foi utilizada para verificar as diferenças na cobertura dos grupos morfo-funcionais nos diferentes locais, profundidades e tempos sucessionais (Zar 1996). Para comparar as médias foi utilizado o Teste de Tukey, verificando assim as diferenças na cobertura. Para tal, foi utilizado o software SigmaStat 3.5.

Fatores bióticos (herbivoria)

A densidade de macroinvertebrados bentônicos vageis foi calculada pela divisão do número total de animais em atividade pela área amostrada (20m²). Para tal, foi utilizado o software Statistica 7.0.

A análise de variância (ANOVA) com dois fatores, o local e a profundidade foi utilizada para verificar as diferenças na densidade dos potenciais macroherbívoros bentônicos vageis nos diferentes locais e profundidades durante o estudo da sucessão (Zar 1996). Para comparar as médias foi utilizado o Teste de Tukey, verificando assim as diferenças na cobertura. Para tal, foi utilizado o software SigmaStat 3.5.

Para analisar a similaridade na densidade dos macroinvertebrados bentônicos vageis nas diferentes estações dos anos de 2012 e 2013 entre os locais, profundidades e período, diurno ou noturno, foi empregado o coeficiente de Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957), com 68 observações e 8 descritores. Para tal, foi utilizado o pacote *Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research* (PRIMER), na versão 5.

Resultados

Fatores abióticos

Temperatura

Na Ponta do Arame a temperatura da água do mar variou entre 28 e 33°C a 2 metros de profundidade, e 23-27°C a 4 metros (Fig. 6A). A dois metros de profundidade, em abril de 2012 e entre os meses de fevereiro e abril de 2013 ocorreram dois picos de temperatura medindo 32°C. A quatro metros de profundidade a maior medida de temperatura foi de 27°C em março de 2013. A diferença na temperatura da água do mar entre dois e quatro metros de profundidade foi de 4°C.

A Ilha Sabacu apresentou a temperatura da água variando entre 27e 23°C a dois e quatro metros de profundidade (Fig. 6B). A dois metros de profundidade, a maior medida de temperatura foi de 27°C em março de 2012. A quatro metros de profundidade, as maiores medidas de temperatura foram de 26°C no mês de maio de 2012 e 2013. A maior diferença na temperatura da água do mar entre dois e quatro metros de profundidade foi de 2°C, obtida apenas no mês de março de 2012. Apartir de maio de 2012 a temperatura entre as profundidades se igualou, variando em no máximo 1°C até dezembro de 2013.

Salinidade

Na Ponta do Arame a salinidade da água do mar variou entre 31 - 37 ppm a dois metros de profundidade, e 32 - 38ppm a quatro metros (Fig. 7A). A Ilha Sabacu apresentou a salinidade da água do mar entre 32 - 35ppm a 2 metros de profundidade, e 32 -37ppm a 4 metros (Fig. 7B).

pH

Na Ponta do Arame o pH da água do mar variou entre 7,9 - 8,2 a dois metros de profundidade, e 7,9-8,16 a quatro metros (Fig. 8A). A Ilha Sabacu apresentou o pH da água do mar entre 8,0 - 8,14 a dois e quatro metros de profundidade (Fig. 8B).

Fatores bióticos

Herbivoria

Os macroinvertebrados bentônicos foram agrupados em 8 grupos de organismos. O primeiro grupo de organismos foi identificado como Ouriços-do-mar, representado pelas espécies *Lytechinus variegatus* Lamarck, *Paracentrotus gaimardi* Blainville, *Echinometra lucunter* Linnaeus e outras duas espécies de ouriço-do-mar não identificadas. O segundo grupo de organismos foi identificado como Siris, representados pelas espécies *Charybdis helleri* Edwards que foi encontrada em ambos os Locais de estudo e por *Cronius ruber* Lamarck encontrada apenas na Ilha Sabacu. O terceiro grupo de organismos foi identificado como Caranguejos, representados pelas espécies *Mithrax hispidus* Herbst, *Stenorhynchos seticornis* Herbst, *Menippe nodifrons* Stimpson, *Mithraculus fórceps*. O quarto grupo de organismos foi identificado como Ermitões, representados pelas espécies *Calcinus tibicens* (Herbst), *Acanthonyx* sp., *Petrochirus diogenes* Linnaeus e outras não identificadas. O quinto grupo de organismos foi identificado como Pepinos-do-mar, representados pela espécie *Isostichopus badionotus* Selenka e outras não identificadas. O sexto grupo de organismos foi identificado como Estrelas-do-mar, representados pelas espécies *Oreaster reticulatus* Linnaeus, *Linckia guildingii* Gray, *Echinaster brasiliensis* Müller & Troschel e outras não identificadas. Não foram identificadas as espécies pertencentes ao grupo dos Gastropodes e *Aplysia*.

A distribuição dos diferentes grupos de macroinvertebrados bentônicos vageis nos períodos diurno e noturno, não foi correlacionada com a temperatura da água do mar ($R=0,14$ e $R=0,09$, respectivamente). Sendo a densidade média de macroinvertebrados bentônicos vageis muito próxima a dois e quatro metros de profundidade nos períodos diurno e noturno entre os anos de 2012 e 2013, na Ponta do Arame ($4,1\pm 1,4$ - $3,9\pm 1,5$ e $3,9\pm 1,7$ - $3,6\pm 0,7$, respectivamente) (Fig. 9) e na Ilha Sabacu ($3,7\pm 1,0$ - $3,5\pm 0,8$ e $4,1\pm 0,9$ - $4,0\pm 0,6$, respectivamente) (Fig. 10).

A densidade dos ouriços-do-mar no período diurno e noturno nas diferentes Profundidades não dependeu do Local em que estiveram presentes ($p=0,078$ e $p=0,119$, respectivamente) (Tab. 1 A e B, respectivamente). Todavia, a densidade de ouriços-do-mar na Ponta do Arame no período diurno e noturno foi diferente da Ilha Sabacu ($p<0,001$) (Tab. 1 A e B, respectivamente). Esta diferença pode estar relacionada à baixa densidade média de ouriços-do-mar encontrados entre os anos de 2012 e 2013 de dia e de noite na Ponta do Arame e há alta densidade destes animais na Ilha Sabacu (Fig. 11).

A densidade dos siris no período diurno e noturno nas diferentes Profundidades não dependeu do Local em que estiveram presentes ($p=0,081$ e $p=0,405$, respectivamente) (Tab. 2 A e B, respectivamente). Todavia, no período noturno a densidade dos siris na Ponta do Arame foi maior que na Ilha Sabacu ($p<0,001$) (Tab. 2 B) (Fig. 11).

No período diurno, a densidade dos caranguejos nas diferentes Profundidades não dependeu do Local em que estiveram presentes ($p=0,219$) (Tab. 3 A). Todavia, a densidade dos caranguejos foi diferente entre os Locais e entre as profundidades ($p<0,001$) (Tab. 3 A), sendo a maior densidade média encontrada na Ponta do Arame (Fig. 11). No período noturno, foi obtida a interação significativa entre os fatores Profundidade e Local para a densidade dos caranguejos ($p=0,013$) (Tab. 3 B), aonde o efeito das diferentes Profundidades dependeram do Local que estiveram presentes. A densidade dos caranguejos foi diferente entre os Locais e entre as profundidades ($p<0,002$ e $p=0,004$, respectivamente) (Tab. 3 B), sendo a maior densidade média encontrada na Ponta do Arame a quatro metros de profundidade (Fig. 11).

A densidade dos gastrópodes no período diurno e noturno nas diferentes Profundidades não dependeu do Local em que estiveram presentes ($p=0,078$ e $p=0,119$,

respectivamente) (Tab. 4 A e B, respectivamente). Todavia, a densidade de gastrópodes na Ponta do Arame no período diurno e noturno foi diferente da Ilha Sabacu ($p < 0,001$) (Tab. 4 A e B, respectivamente). Esta diferença pode estar relacionada à maior densidade média de gastrópodes encontrados na Ponta do Arame (Fig. 11).

No período diurno, a densidade dos ermitões nas diferentes Profundidades não dependeu do Local em que estiveram presentes ($p = 0,219$) (Tab. 5 A). Todavia, a densidade dos ermitões foi diferente entre os Locais ($p < 0,001$) (Tab. 5 A), sendo a maior densidade média encontrada na Ponta do Arame (Fig. 11). No período noturno não houve diferenças na densidade destes animais entre os Locais e as Profundidades ($p = 0,756$) (Tab. 5 B).

A densidade dos oito grupos de macroinvertebrados vageis nas diferentes estações dos anos de 2012 e 2013 foi comparada entre os locais, profundidades e período diurno ou noturno, gerando a formação de um grupo principal, com mais de 50% de similaridade (Fig.12). Deste grupo principal, outros dois subgrupos foram formados, aqui identificados como I e A (Fig. 12). O subgrupo A é formado pelas amostragens feitas na Ponta do Arame e é caracterizado pela formação de duas subdivisões A1 e A2. A subdivisão A1 com mais de 70% de similaridade é formada pelas amostragens feitas no período noturno. A subdivisão A2 com mais de 70% de similaridade é formado pelas amostragens feitas no período diurno. O subgrupo I é formado pelas amostragens feitas na Ilha Sabacu que não apresentou diferenças na densidade dos macroinvertebrados vageis entre os períodos diurno e noturno.

Diversidade dos organismos recrutados nos discos

Foram identificados 58 organismos com 46 espécies de macroalgas crescendo sobre os discos de colonização nos dois locais estudados. Na Ponta do Arame, foram identificados 48 organismos, sendo, 7 grupos da fauna e 41 grupos de macroalgas. , com

26 e 37 espécies de macroalgas ocorrendo a dois e quatro metros de profundidade, respectivamente. Destas, 16 são espécies de algas filamentosas, 3 são algas cenocíticas, 5 são algas foliáceas, 8 são algas macrófitas corticadas, 1 macrófita coriácea, 5 são algas calcárias articuladas e 3 são crostas não identificadas (Tab. 6). Na Ilha Sabacu, foram identificados 43 táxons, sendo, 5 grupos da fauna e 38 grupos de macroalgas, com 29 e 30 espécies de macroalgas ocorrendo aos dois e quatro metros de profundidade, respectivamente. Destas, 12 são espécies de algas filamentosas, 2 são algas cenocíticas, 8 são foliáceas, 8 são macrófitas corticadas, 1 macrófita coriácea, 4 são calcárias articuladas e 3 são crostas (Tab. 7).

Riqueza das espécies de macroalgas

Na Ponta do Arame, a riqueza das macroalgas foi diferente entre as profundidades e entre os tempos ($p < 0,001$, respectivamente) (Tab. 8), aonde o efeito do Tempo sobre a riqueza dependeu da Profundidade que esteve presente. A dois metros de profundidade houve aumento na riqueza das espécies de macroalgas em estágios sucessionais avançados, após 366 e 720 dias de colonização, quando comparados ao início do recrutamento após 14 dias de colonização (ANOVA, $F=5,36$ e $p < 0,001$). A quatro metros de profundidade, o aumento na riqueza de espécies ocorreu já nos estágios iniciais da sucessão, entre 14 e 30 dias de colonização (ANOVA, $F=12,32$ e $p < 0,05$), ocorrendo redução e aumento na riqueza de espécies nos estágios sucessionais intermediários, após 64 e 100 dias de colonização, respectivamente. Não foram encontradas diferenças nos estágios avançados, após 336 e 720 dias de colonização (Fig. 13 A).

Na Ilha Sabacu, foi obtida a interação significativa entre os fatores Tempo e Profundidade para a riqueza das algas ($p=0,001$) (Tab. 9), aonde a diferença entre as Profundidades dependeu de qual Tempo esteve presente. A dois metros de profundidade

houve aumento na riqueza de espécies em estágios sucessionais avançados, após 366 e 720 dias de colonização, quando comparados a estágios iniciais, após 12 e 30 dias e intermediário, após 64 dias de colonização (ANOVA, $F=12,8$ e $p<0,001$). A quatro metros de profundidade, não houve diferença na riqueza das espécies ao longo da sucessão (Fig. 13 B).

Composição de espécies

A composição de espécies nos diferentes tempos sucessionais, profundidades e locais gerou a formação de dois grupos principais, aqui identificados como A e B (Fig. 14).

O grupo A é caracterizado pela formação de dois subgrupos A1 e A2. O subgrupo A1 possui duas divisões, A1.1 e A1.2. A divisão A1.1 apresenta outras duas subdivisões A1.1.1 e A1.1.2. A subdivisão A1.1.1 é formada pelos discos de colonização retirados da Ilha Sabacu após 366 e 720 dias a dois e quatro metros de profundidade, caracterizando os estágios avançados da sucessão. A subdivisão A1.1.2 é formada pelos discos de colonização retirados da Ponta do Arame após 720 dias a quatro metros de profundidade. Os estágios avançados da sucessão fora da pluma térmica apresentaram mais de 40% de similaridade. O divisão A1.2 apresenta outras duas subdivisões A1.2.1 e A1.2.2. A subdivisão A1.2.1 é formada pelos discos de colonização retirados da Ilha Sabacu após 64 dias a dois e quatro metros de profundidade, caracterizando os estágios intermediários da sucessão. A subdivisão A1.2.2 é formada pelos discos de colonização retirados da Ilha Sabacu após 366 dias a quatro metros de profundidade.

O subgrupo A2 possui duas divisões, A2.1 e A2.2. A divisão A2.1 apresenta outras duas subdivisões A2.1.1 e A2.1.2. A subdivisão A2.1.1 é formada pelos discos de colonização retirados da Ponta do Arame após 14 e 30 dias a quatro metros de

profundidade, caracterizando os estágios iniciais da sucessão que possui mais de 40% de similaridade com a subdivisão A2.1.2. A subdivisão A2.1.2 é formada por outros dois agrupamentos A2.1.3 e A2.1.4. Com mais de 50% de similaridade o agrupamento A2.1.3 é formado pelos discos de colonização retirados da Ponta do Arame após 64, 100 e 720 dias a dois metros de profundidade. Com 60% de similaridade o agrupamento A2.1.4 é formado pelos discos de colonização retirados da Ponta do Arame após 30 e 366 dias a dois metros de profundidade. Com mais de 40% de similaridade a divisão A2.2 é formada pelos discos de colonização retirados da Ponta do Arame após 64, 100 e 366 dias a quatro metros de profundidade, caracterizando os estágios intermediários da sucessão.

O grupo B caracteriza o estágio inicial da sucessão na Ilha Sabacu, com mais de 40% de similaridade, formando dois subgrupos B1 e B2. O subgrupo B1 é formado pelos discos de colonização retirados após 30 dias a dois e quatro metros de profundidade e pelos discos retirados após 12 dias a dois metros de profundidade. O subgrupo B2 é formado pelos discos de colonização retirados após 12 dias a quatro metros de profundidade. Tanto no grupo A como no grupo B, os tempos sucessionais mais similares entre si foram 64 e 100 dias, na mesma profundidade.

O grupo D é formado pelos discos de colonização retirados da Ponta do Arame, após 14 dias a dois metros de profundidade, com menos que 30% de similaridade em relação aos demais.

Na Ponta do Arame e independente da profundidade o início da sucessão apresentou pouca similaridade quanto à composição das espécies (PA2m14 x PA4m14). Após 30 dias de colonização, em ambas as profundidades, os discos passaram a mostrar mais de 40% de similaridade (PA2m30 x PA4m30). Todavia, nos estágios

intermediários e avançados da sucessão os discos de quatro metros de profundidade se distanciaram dos discos a dois metros de profundidade, formando grupos distintos.

Em contraste, na Ilha Sabacu e independente da profundidade os estágios iniciais, intermediários e avançados da sucessão formaram agrupamentos distintos. Após 30 dias de colonização, os discos passaram a mostrar mais de 60% de similaridade (IS2m30 x IS4m30). Após 64 dias de colonização, os discos passaram a mostrar mais de 50% de similaridade (IS2m64 x IS4m64) e após 720 dias de colonização, os discos passaram a mostrar mais de 70% de similaridade (IS2m720 x IS4m720).

Cobertura das espécies ao longo da sucessão

- Ponta do Arame

2 metros de profundidade

14 dias (Fig. 15 A)

Foram identificados 7 táxons, com as crostas calcárias (daqui em diante CCA) sendo mais abundantes.

Foi quantificado o recrutamento das algas filamentosas *Cladophora* sp. (10,5% de cobertura média), *Ceramium* sp. (9,5%), *Polysiphonia* sp. (1%), da alga foliácea *Ulva flexuosa* (13%), biofilme verde (31,5%) e de CCA (33,5%).

30 dias (Fig. 15 B)

Foram identificados 15 táxons, com as CCA tendo a maior cobertura. A alga filamentosa *Ceramium* sp. não foi encontrada após 30 dias.

Foi quantificado o recrutamento das algas filamentosas *Gayliella* sp. (2% de cobertura média), *Polysiphonia subtilissima* (1%), *Cladophora vagabunda* (18,5%), das algas foliáceas *Ulva flexuosa* (3,5%), *Canistrocarpus cericornis* (1%), *Padina gymnospora* (2%), das macrófitas corticadas *Chondracanthus acicularis* (1,5%), *Hypnea cervicornis* (0,5%), uma espécie da família Gelidiaceae (1%), *Champia*

compressa (2,5%), da alga calcária articulada *Jania capillacea* (7%), de biofilme verde (20%) e CCA (34,5%). Uma espécie não identificada da família Gelidiaceae permaneceu recrutada nos discos após 30 dias com 1% de cobertura média.

Uma espécie de craca e marcas de herbivoria com 3,5% e 1,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

64 dias (Fig. 15 C)

Foram identificados 13 táxons, com a *J. capillacea* tendo a maior cobertura. As espécies *Gayliella* sp. e *P. subtilissima*, *C. cericornis* e uma espécie da família Gelidiaceae, não ocorreram após 64 dias.

Após 64 dias de colonização foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *Neosiphonia flacidíssima* (com 1% de cobertura média), da foliácea *Dictyota ciliolata* (1,5%), das macrófitas corticadas *Acantophora spicifera* (10%) e *Chondracanthus acicularis* (2,5%).

A alga filamentosa *C. vagabunda* (com 2,5% de cobertura média), as foliáceas *U. flexuosa* (0,5%), *P. gymnospora* (5%), as macrófitas corticadas *C. acicularis* (3,5%), *C. compressa* (11,5%), a calcária articulada *J. capillacea* com (41,5%), biofilme verde (4%) e CCA (15,5%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 64 dias.

Uma espécie de craca e outra de vermitideo com 0,5% e 0,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

100 dias (Fig. 15 D)

Foram identificados 15 táxons, com a *J. capillacea* tendo a maior cobertura. A alga foliácea *U. flexuosa* e a macrófita corticada *H. cervicornis* não ocorreram após 100 dias de colonização.

Neste tempo, foi evidenciado o aumento no número de espécies, com o recrutamento da alga cenocítica *Caulerpa racemosa* e da calcária articulada *Jania*

adhaerens com 2,5% e 21,5% de cobertura média, respectivamente. Foi quantificado a volta da alga filamentosa *Polysiphonia* sp. (5,5% de cobertura média) que não ocorreu aos 30 e 64 dias de colonização.

As algas filamentosas *C. vagabunda* (com 0,5% de cobertura média), *N. flacidíssima* (1,5%), as foliáceas *U. flexuosa* (0,5%), *P. gymnospora* (21%), *D. ciliolata* (2%), as macrófitas corticadas *C. aciculares* (1,5%), *C. compressa* (1%), *A. spicifera* (4%) e a calcária articulada *J. capillacea* (21,5%), biofilme verde (0,5%) e CCA (15,5%) permaneceram recrutadas nos discos após 100 dias de colonização.

Uma espécie de craca e outra de vermitídeo com 6% e 1,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

366 dias (Fig. 15 E)

Foram identificados 16 táxons, com a *J. capillacea* tendo a maior cobertura. As algas, *N. flacidíssima*, *Polysiphonia* sp., *C. racemosa*, *J. adhaerens* e o biofilme verde não ocorreram nos discos após 366 dias de colonização.

Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *Wrangelia argus* e da calcária articulada *Amphiroa fragilíssima* com 0,5% e 9% de cobertura média, respectivamente. Foi evidenciada a volta aos discos das algas filamentosas *Gayliella* sp. (com 3% de cobertura média), *P. subtilíssima* (0,5%), das algas macrófitas corticadas *C. cericornes* (4%), *H. cervicornes* (9%) e uma espécie da família Gelidiaceae (0,5%).

A alga filamentosa *C. vagabunda* (com 1% de cobertura média), as algas foliáceas *D. ciliolata* (3%), *P. gymnospora* (3,5%), as algas macrófitas corticadas *C. aciculares* (16,5%), *C. compressa* (5,5%), *A. spicifera* (7,5%), uma espécie da ordem Gelidiales (0,5%), da alga calcária articulada *J. capillacea* (25%) e CCA (11%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 366 dias.

Uma espécie de craca (0,5%), também foi quantificada.

720 dias (Fig. 15 F)

Foram identificados 17 táxons, com uma espécie da família Gelidiaceae tendo a maior cobertura. As algas *Gayliella* sp., *P. subtilíssima*, *W. argus*, *C. cericornes*, *D. ciliolata* e *C. compressa*, não ocorreram após 720 dias.

Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *Sphacelaria tribuloides* e da cenocítica *Caulerpa sertularioides* com 0,5% e 7% de cobertura média, respectivamente. Foi evidenciada a volta aos discos do biofilme verde (1,5% de cobertura média), da alga foliácea *U. flexuosa* (2%), da alga cenocítica *C. racemosa* (7%), de uma alga macrófita corticada da família Gelidiaceae (34%) e da alga calcária articulada *J. adhaerens* (5,5%).

A alga filamentosa *C. vagabunda* (8,5%), a alga foliácea *P. gymnospora* (0,5%), as algas macrófitas corticadas *C. aciculares* (17%), *A. spicifera* (5,5%), uma espécie da ordem Gelidiales (2,5%), a alga calcária articulada *J. capillacea* (1%), biofilme verde (1,5%) e CCA (5,5%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 720 dias.

Uma espécie de craca e uma esponja com 1% e 2% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

4 metros de profundidade

14 dias (Fig. 15 A)

Foram identificados 13 táxons, com *Aglaothamnion halliae* tendo a maior cobertura.

Foi quantificado o recrutamento das algas filamentosas *A. halliae* (com 35% de cobertura média), *C. vagabunda* (13%), *Ceramium* sp. (2,5%), *Polysiphonia* sp. (2,5%), *Chaetomorpha* sp. (1,5%), das foliáceas *Ulva* sp. (8,5%), *P. gymnospora* (1,5%), das

macrófitas corticadas *C. compressa* (13,5%), *Chondracanthus* sp. (1%) e *J. capillacea* (2,5%), biofilme verde (11%) e CCA (7%) nos discos após 14 dias de colonização.

Uma espécie de vermitídeo com 0,5% de cobertura média, também foi quantificada.

30 dias (Fig. 15 B)

Foram identificados 23 táxons, com *Champia compressa* tendo a maior cobertura. As espécies *Ceramium* sp., *Polysiphonia* sp., *Chaetomorpha* sp. e *Ulva* sp., não foram encontradas após 30 dias.

Nestes discos, foi evidenciado o aumento no número de espécies. Foi quantificado o recrutamento das algas filamentosas *Chaetomorpha nodosa* (com 1% de cobertura média), *Gayliella flácida* (1%), *Antithamnionella atlântica* (0,5%), *Dasya* sp. (1%), *W. argus* (5%), *Polysiphonia cf denudata* (1%), *N. flacidíssima* (2%), *Cladophora* sp. (3,5%), da foliácea *U. flexuosa* (8,5%), das algas macrófitas corticadas *C. acicularis* (0,5%), *Champia parvula* (1%) e da calcária articulada *Amphiroa fragilissima* (2,5%) nos discos de colonização após 30 dias.

As algas filamentosas *C. vagabunda* (4%), *A. halliae* (2,5%), a foliácea *P. gyminospora* (1,5%), a macrófita corticada *C. compressa* (15%) e a calcária articulada *J. capillacea* (9%), biofilme verde (5,5%) e CCA (13,5%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 30 dias.

Uma espécie de craca, uma de vermitídeo e tubos de poliquetas com 1%, 4% e 1,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificados.

64 dias (Fig. 15 C)

Foram identificados 16 táxons, com *Champia compressa* tendo a maior cobertura. As algas *Ceramium* sp., *Polysiphonia* sp., *Polysiphonia cf denudata*, *G.*

flácida, *A. halliae*, *A. atlantica*, *Dasya* sp., *W. argus*, *Cladophora* sp., *Chaetomorpha* sp., *Ulva* sp., *C. parvula* e *A. brasiliana*, não foram encontradas após 64 dias.

Foi quantificado o recrutamento da alga cenocítica *C. racemosa* (com 2,5% de cobertura média), da foliácea *C. cericornis* (1,5%), da macrófita corticada *H. cervicornes* (1%) e da alga coriácea *Sargassum vulgare* (5,5%) nos discos de colonização após 64 dias.

As algas filamentosas *C. vagabunda* (4%), *N. flacidíssima* (2,5%), as foliáceas *U. flexuosa* (1%), *P. gymnospora* (0,5%), as macrófitas corticadas *C. aciculares* (4,5%), *C. compressa* (26,5%) e a calcária articulada *J. capillacea* (25,5%), biofilme verde (1%), biofilme pardo (4%) e CCA (17,5%) permaneceram recrutadas nos discos após 64 dias de colonização.

Uma espécie de vermitídeo e tubos de poliquetas com 1% e 1,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificados.

100 dias (Fig. 15 D)

Foram identificados 16 táxons, com CCA tendo a maior cobertura. As mesmas espécies que ocorreram aos 64 dias de colonização estavam presentes após 100 dias.

As algas filamentosas *C. vagabunda* (com 4% de cobertura média), *N. flacidíssima* (3,5%), a alga cenocítica *C. racemosa* (7,5%), as foliáceas *U. flexuosa* (1%), *C. cervicornis* (6%), *P. gymnospora* (4,5%), as macrófitas corticadas *C. aciculares* (6%), *C. compressa* (18%), *H. cervicornis* (3%), a coriácea *S. vulgare* (9,5%), a calcária articulada *J. capillacea* (9%), biofilme verde (1,5%), biofilme pardo (2,5%) e CCA (20,5%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 100 dias.

Uma espécie de vermitídeo e tubos de poliquetas com 1% e 2,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificados.

366 dias (Fig. 15 E)

Foram identificados 22 táxons, com *S. vulgare* tendo a maior cobertura.

Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *Lophocladia trichoclados* (com 4% de cobertura média), da cenocítica *Bryopsis pennata* (1,5%), das macrófitas corticadas *Gelidiopsis* sp. (0,5%), *A. spicifera* (2%) e das algas calcárias articuladas *Tricleocarpa cylindrica* (1%) e *A. fragilíssima* (3,5%) nos discos de colonização após 366 dias. Foi evidenciada a volta aos discos de *Polysiphonia* sp. com 3,5% de cobertura média. O biofilme pardo e *U. flexuosa*, não foram ocorreram após 366 dias de colonização.

A alga filamentosa *C. vagabunda* (com 3,5% de cobertura média), a cenocítica *C. racemosa* (7%), as foliáceas *P. gymnospora* (2%), *C. cervicornis* (3%), as macrófitas corticadas *C. aciculares* (7%), *H. cervicornes* (2%), *C. compressa* (2,5%), a coriácea *S. vulgare* (33%), a calcária articulada *J. capillacea* (3%), biofilme verde (1%) e CCA (8,5%) permaneceram recrutados nos discos após 366 dias de colonização.

Uma espécie de craca, uma Ascídia e tubos de poliquetas com 1,5%, 1% e 2,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificados.

720 dias (Fig. 15 F)

Foram identificados 23 táxons, com *S. vulgare* tendo a maior cobertura. As espécies *B. pennata*, *L. trichoclados*, *N. flacidíssima*, *C. racemosa*, *C. cervicornes* e *T. cylindrica*, não foram encontradas aos 720 dias.

Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *Sphacelaria tribuloides* (1,5%), da cenocítica *Caulerpa sertularioides* (2%), da foliácea *Ceratodictyon variabile* (1%), das calcárias articuladas *Dichotomaria marginata* (2%) e *J. adhaerens* (4,5%) nos discos de colonização após 720 dias. Foi evidenciada a volta aos discos de *Chaetomorpha* sp. com 2% de cobertura média.

As algas filamentosas *C. vagabunda* (com 8,5% de cobertura média), *Polysiphonia* sp. (1,5%), a alga foliácea *P. gymnospora* (1%), as macrófitas corticadas *C. aciculares* (5,5%), *H. cervicornis* (3,5%), uma Gelidiacea (2%), *A. spicifera* (2%), *C. compressa* (0,5%), a coriácea *S. vulgare* (30,5%), as calcárias articuladas *J. capillacea* (2,5%), *A. fragilissima* (3,5%), biofilme verde (1,5%) e CCA (13%) permaneceram recrutados nos discos após 720 dias de colonização.

Uma espécie de craca, uma esponja, com tubos de poliquetas e um molusco bivalve com 4%, 5%, 2% e 0,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificados.

- Ilha de Sabacu

2 metros de profundidade

12 dias (Fig. 16 A)

Foram identificados 11 táxons, com CCA tendo a maior cobertura.

Foi quantificado o recrutamento das algas filamentosas *Polysiphonia* sp. (1,5%), *Sphacelaria* sp. (5%), *Feldmannia indica* (0,5%), *C. vagabunda* (1,5%), das algas foliáceas *U. flexuosa* (29,5%), um espécime pardo (1,5%) e um espécime vermelho (0,5%), *P. gymnospora* (1,5%), *J. capillacea* (2,5%) e *A. fragilissima* (0,5%), biofilme verde (13%), biofilme pardo (11%) e CCA (33%) nos discos após 12 dias de colonização.

30 dias (Fig. 16 B)

Foram identificados 14 táxons, com *F. indica* tendo a maior cobertura. As espécies *Polysiphonia* sp., *Sphacelaria* sp. e *Amphiroa* sp., não foram encontradas após 30 dias de colonização.

Foi quantificado o recrutamento das algas filamentosas *Ceramium* sp. (com 0,5% de cobertura média), *W. argus* (0,5%), das foliáceas *C. cervicornis* (2%), *P.*

gymnospora (3,5%), das macrófitas corticadas *C. compressa* (5%) e *Gelidiopsis gracilis* (1%) nos discos de colonização após 30 dias.

As algas filamentosas *C. vagabunda* (com 6,5% de cobertura média), *F. indica* (33%), a foliácea *U. flexuosa* (1%) e as calcárias articuladas *A. fragilissima* (1,5%), *J. capillacea* (15%), biofilme verde (1,5%), biofilme pardo (2%) e CCA (27%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 30 dias.

64 dias (Fig. 16 C)

Foram identificados 13 táxons, com *J. capillacea* tendo a maior cobertura. As espécies *C. vagabunda*, *F. indica*, *W. argus*, *Ceramium* sp., *Ulva* sp. e *G. gracilis*, não foram encontradas após 64 dias.

Foi evidenciado o recrutamento da alga cenocítica *C. racemosa* (com 3% de cobertura média), da foliácea *D. ciliolata* (1,5%), de coriácea *S. vulgare* (7%) e da calcária articulada *J. adhaerens* (3%).

As algas foliáceas *C. cervicornis* (2,5%), *P. gymnospora* (12%), a macrófita corticada *C. compressa* (1,5%), a calcária articulada *J. capillacea* (2,5%), biofilme pardo (7,5%) e CCA (17%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 64 dias.

Uma espécie de esponja, um vermetídeo e um tubo de poliqueta com 1%, 0,5% e 1% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

366 dias (Fig. 16 D)

Foram identificados 19 táxons, com *S. vulgare* tendo a maior cobertura. O biofilme pardo não foi encontrado após 366 dias.

Nestes discos, foi evidenciado o aumento no número de espécies. Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *Gaylliella* sp. (com 4% de cobertura média), da foliácea *Ulva* sp. (0,5%), das macrófitas corticadas *C. aciculares* (4%), *H.*

cervicornis (5,5%), *Asparagopsis taxiformis* (6,5%), *Laurencia caduciramulosa* (4,5%) e da alga calcária articulada *A. brasiliana* (10,5%) nos discos de colonização após 366 dias. Foi evidenciada a volta aos discos das algas filamentosas *C. vagabunda*, *S. tribuloides* e da calcária articulada *A. fragilíssima* com 1%, 2% e 10% de cobertura média, respectivamente.

A alga cenocítica *C. racemosa* (com 7% de cobertura média), as foliáceas *P. gymnospora* (2%), *C. cervicornis* (0,5%), *D. ciliolata* (0,5%), as macrófita corticada *C. compressa* (2%), a coriácea *S. vulgare* (19,5%), as calcárias articuladas *J. capillacea* (10,5%), *J. adhaerens* (4%) e CCA com (5,5%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 366 dias.

720 dias (Fig. 16 E)

Foram identificados 19 táxons, com *A. brasiliana* tendo a maior cobertura. As algas *Gayliella* sp., *S. tribuloides*, *C. racemosa*, *Ulva* sp., *C. cervicornis*, *D. ciliolata* e *C. compressa*, não foram encontradas após 720 dias de colonização.

Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *Sphacelaria* sp. com 2% de cobertura média. Foi evidenciada a volta aos discos da alga macrófita corticada *G. gracilis* com 14% de cobertura média.

A alga filamentosa *C. vagabunda* (com 0,5% de cobertura média), a foliácea *P. gymnospora* (0,5%), as macróftas corticadas *C. aciculares* (5%), *H. cervicornis* (1%), *A. taxiformis* (1%), *L. caduciramulosa* (1,5%), a coriácea *S. vulgare* (18,5%), as calcárias articuladas *J. capillacea* (7,5%), *J. adhaerens* (5%), *A. fragilíssima* (7,5%), *A. brasiliana* (19,5%) e CCA (12,5%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 720 dias.

Uma espécie de esponja e uma de craca com 2% e 0,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

4 metros de profundidade

12 dias (Fig. 16 A)

Foram identificados 14 táxons, com CCAs tendo a maior cobertura.

Foi quantificado o recrutamento das algas filamentosas *Polysiphonia* sp. (com 2% de cobertura média), *Ceramium* sp. (10,5%), *Sphacelaria* sp. (4,5%), *A. halliae* (1,5%), um espécime verde não identificado de alga filamentosa (2,5%), as foliáceas *Ulva* sp. (8,5%), um espécime vermelho não identificado de alga foliácea (2%), *P. gymnospora* (3%), a macrófita corticada *H. cervicornis* (1%) e a calcária articulada *J. capillacea* (6%) estavam cobrindo os discos de colonização após 12 dias.

Foi observado biofilme verde, pardo e CCAs com 22,5%, 8% e 23,5% de cobertura média, respectivamente. Uma espécie de craca com 4,5% de cobertura média, também foi quantificada.

30 dias (Fig. 16 B)

Foram identificados 10 táxons, com *F. indica* tendo a maior cobertura. As espécies *Polysiphonia* sp., *Ceramium* sp., *Sphacelaria* sp., *A. halliae*, um espécime verde não identificado de alga filamentosa, um espécime vermelho não identificado de alga foliácea e *H. cervicornis*, não ocorreram nos discos após 30 dias de colonização.

Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *F. indica* (com 21,5% de cobertura média), da foliácea *C. cervicornis* (5%) e da macrófita corticada *C. compressa* (11%) nos discos de colonização após 30 dias.

As algas foliáceas *Ulva* sp. (2,5%), *P. gymnospora* (10,5%), a calcária articulada *J. capillacea* (15,5%), biofilme verde (5,5%), biofilme pardo (6,5%) e CCA (16%) permaneceram recrutadas nos discos de colonização após 30 dias.

Uma espécie de craca com 6% de cobertura média, também foi quantificada.

64 dias (Fig. 16 C)

Foram identificados 13 táxons, com *P. gymnospora* tendo a maior cobertura. As espécies *F. indica* e *Ulva* sp., não ocorreram nos discos após 64 dias de colonização.

Foi quantificado o recrutamento das algas foliáceas *D. ciliolata* (com 3% de cobertura média), *Colpomenia sinuosa* (1%), da coriácea *S. vulgare* (9,5%) e da calcária articulada *A. fragilíssima* (11%) de cobertura média, nos discos de colonização após 64 dias. Foi quantificada a volta aos discos de *H. cervicornis* com 0,5% de cobertura média.

As algas foliáceas *C. cervicornes* (com 3,5% de cobertura média), *P. gymnospora* (24,5%), da macrófita corticada *C. compressa* (8,5%), da calcária articulada *J. capillacea* (11,5%), biofilme verde (1%), biofilme pardo (6,5%) e CCA (12,5%) permaneciam recrutados nos discos de colonização após 64 dias.

Uma espécie de craca e uma esponja com 6% e 1% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

366 dias (Fig. 16 D)

Foram identificados 14 táxons, com *S. vulgare* tendo a maior cobertura. As espécies *C. sinuosa*, *C. cervicornes*, *H. cervicornes*, não ocorreram nos discos após 366 dias de colonização.

Foi quantificado o recrutamento da alga filamentosa *C. vagabunda* (com 3,5% de cobertura média), das cenocíticas *Caulerpa ambigua* (1%), *C. racemosa* (7,5%) e da calcária articulada *A. brasiliiana* (2%) nos discos de colonização após 366 dias.

A alga foliácea *P. gymnospora* (com 15,5% de cobertura média), a macrófita corticada *C. compressa* (1%), a coriácea *S. vulgare* (29,5%), as calcárias articuladas *J. capillacea* (8,5%), *A. fragilíssima* (13%), biofilme verde (2,5%) e CCA (6,5%) permaneciam recrutadas nos discos de colonização após 366 dias.

Uma espécie de craca e uma esponja com 3% e 3,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

720 dias (Fig. 16 E)

Foram identificados 15 táxons, com *S. vulgare* tendo a maior cobertura. As algas *C. ambígua*, *C. racemosa*, *C. compressa*, não ocorreram nos discos após 720 dias de colonização.

Foi quantificado o recrutamento de um espécime da alga foliácea identificado como Dictyotae (com 1% de cobertura média), *Gelidium* sp. (2,5%), das macrófitas corticadas *C. aciculares* (2,5%), *A. taxiformes* (1%), *L. caduciramulosa* (14,5%) e da calcária articulada *J. adhaerens* (6%) nos discos de colonização após 720 dias.

A alga filamentosa *C. vagabunda* (com 1% de cobertura média), a foliácea *P. gymnospora* (4%), a coriácea *S. vulgare* (17,5%) e, as calcárias articuladas *J. capillacea* (9,5%), *A. fragilíssima* (8,5%) e *A. brasiliiana* (13,5%), biofilme verde (2%) e CCA (12,5%) permaneciam recrutadas nos discos de colonização após 720 dias.

Uma espécie de craca, uma esponja e um briozoário com 0,5%, 1,5% e 1,5% de cobertura média, respectivamente, também foram quantificadas.

Cobertura dos grupos morfofuncionais ao longo da sucessão

- Ponta do Arame

2 metros de profundidade (Fig. 17 A)

As algas filamentosas reduziram a sua cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,64$, $p<0,001$). Elas foram abundantes nos discos em estágios iniciais da sucessão, após 14, 30 de colonização com 21%, 21,5% de cobertura média, respectivamente. Todavia, nos estágios intermediários e avançados, após 100, 366 e 720 dias a cobertura reduziu para 7,5%, 5% e 9%, respectivamente.

As algas cenocíticas recrutaram nos discos após 100 dias de colonização, com 2,5% de cobertura média. Não foram quantificados espécimes de algas cenocíticas após 366 dias e aos 720 dias ocorreram com 7% cobertura média.

As algas foliáceas variaram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=4,77$, $p=0,01$). Elas recrutaram nos discos após 14, 30 e 64 dias de colonização com 13%, 6,5% e 10% de cobertura média, respectivamente. Após 100 dias a cobertura média aumentou para 23% e reduziu após 366 e 720 dias para 10,5% e 2,5%, respectivamente.

As algas macrófitas corticadas variaram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,85$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos após 14, 30 dias de colonização com 1%, 5,5% de cobertura média, respectivamente. Após 64 dias a cobertura aumentou para 27,5%, reduzindo após 100 dias para 6,5%. Após 366 dias, a cobertura aumentou para 39% e aos 720 dias foi o grupo-morfofuncional dominante com 61,5% de cobertura média.

As algas macrófitas coriáceas não ocorreram nos discos de colonização localizados aos 2 metros de profundidade da Ponta do Arame.

As algas calcárias articuladas alteraram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,11$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos após 30 e 64 dias de colonização com 7% e 3,2% de cobertura média, respectivamente. Todavia, após 100 e 366 dias de colonização a cobertura aumentou para 37% e 34%, respectivamente, reduzindo após 720 dias para 10%.

As algas crostosas tiveram sua cobertura reduzida ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=8,95$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos como o grupo-morfofuncional dominante após 14 dias de colonização com 65% de cobertura média, permanecendo assim após 30 e 64 dias com 54,5% e 38,8% de cobertura média,

respectivamente. Todavia, após 100, 366 e 720 dias de colonização a cobertura foi reduzida para 16%, 11% e 7%, respectivamente.

4 metros de profundidade (Fig. 17 B)

As algas filamentosas reduziram a sua cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=8,63$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos como o grupo-morfofuncional dominante após 14 dias de colonização com 54,5% de cobertura média, permanecendo abundantes após 30 dias com 32,2%. A cobertura foi reduzida após 64 dias para 6,5%, permanecendo assim após 100, 366 e 720 dias de colonização, com 7,5%, 11% e 14,5% de cobertura média, respectivamente.

As algas cenocíticas recrutaram nos discos após 64 dias de colonização com 2,5% de cobertura média, permanecendo pouco abundante após 100, 366 e 720 dias com 7,5%, 11% e 2%, respectivamente.

As algas foliáceas variaram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=4,77$, $p=0,01$). Elas recrutaram nos discos após 14 e 30 dias de colonização com 10% de cobertura média, sendo esta reduzida, após 64 dias para 3%. Após 100 dias a cobertura média aumentou para 11,5% e reduziu após 366 e 720 dias para 5% e 3%, respectivamente.

As algas macrófitas corticadas variaram a cobertura ao longo do tempo (ANOVA $F=3,56$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos estágios iniciais da sucessão, após 14 e 30 dias de colonização com 14,5% e 13,8% de cobertura média. Em estágios intermediários, após 64 e 100 dias de colonização a cobertura aumentou para 32% e 27%, reduzindo nos estágios avançados, após 366 e 720 dias com 14% e 13,5%, respectivamente.

As algas macrófitas coriáceas foram representadas apenas por *S. vulgare* que aumentou a sua cobertura ao longo do tempo (ANOVA $F=7,83$, $p<0,001$). Ela recrutou

nos discos após 64 dias de colonização com 5,5% de cobertura média, permanecendo assim após 100 dias com 9,5%. Todavia, após 366 dias a cobertura aumentou para 33%, permanecendo assim após 720 dias com 30,5%. Sendo o grupo mais abundante em estágios mais avançados da sucessão.

As algas calcárias articuladas alteraram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=5,95$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos após 14 e 30 dias de colonização com 2,5% e 12% de cobertura média. Todavia, após 64 dias a cobertura aumentou para 25,5%, sendo reduzida após 100 dias para 9%, permanecendo com baixa cobertura após 366 e 720 dias de colonização com 7,5 e 12,5%, respectivamente.

As algas crostosas reduziram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=3,00$, $p=0,01$). Elas recrutaram nos discos após 14 dias com 18% de cobertura média, permanecendo assim após 30, 64 e 100 dias com 19,4%, 22,5% e 24,5%, respectivamente. Após 366 dias a cobertura foi reduzida para 9,5%, permanecendo assim após 720 dias com 14,5% de cobertura média.

- Ilha Sabacu

2 metros de profundidade (Fig. 17 C)

As algas filamentosas alteraram a sua cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=8,16$, $p=0,001$). Elas recrutaram nos discos de colonização após 12 dias de colonização com 8,5% de cobertura média. Todavia, após 30 dias a cobertura aumentou para 40,5%. Não foram encontrados espécimes de algas filamentosas após 64 dias. A cobertura foi reduzida após 366 e 720 dias, com 7% e 2,5% de cobertura média, respectivamente.

As algas cenocíticas recrutaram nos discos após 64 dias com 3% de cobertura média, não alterando a cobertura após 366 dias com 7%. Não foram encontrados espécimes de algas cenocíticas após 720 dias.

As algas foliáceas alteraram a cobertura ao longo do tempo (ANOVA $F=5,51$, $p<0,001$). As algas foliáceas recrutaram nos discos após 12 dias de colonização com 31,5% de cobertura média. Todavia, após 30 dias a cobertura foi reduzida para 5,5%, aumentando novamente após 64 dias para 16%. Após 366 e 720 dias a cobertura foi novamente reduzida para 3% e 1,5%, respectivamente.

As algas macrófitas corticadas alteraram a cobertura ao longo do tempo (ANOVA $F=9,01$, $p=0,001$). Elas recrutaram nos discos após 30 dias de colonização com 6% de cobertura média, não alterando a cobertura após 64 dias com 1,5%. Todavia, após 366 dias a cobertura aumentou para 22,5%, permanecendo assim após 720 dias com 23% de cobertura média.

As macrófitas coriáceas, representadas apenas por *S. vulgare*, aumentaram a sua cobertura ao longo do tempo (ANOVA $F=8,64$, $p=0,001$). *S. vulgare* recrutou nos discos após 64 dias de colonização com 7% de cobertura média. Todavia, após 366 dias a cobertura aumentou para 19,5%, permanecendo assim após 720 dias com 18,5% de cobertura média.

As algas calcárias articuladas aumentaram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,14$, $p<0,001$). Elas assentaram nos discos após 12 dias de colonização com 3% de cobertura média. Após 30 dias a cobertura média foi para 16,5%, aumentando após 64 dias para 45,5%, permanecendo abundantes após 366 e 720 dias com 35% e 39,5%, respectivamente.

As algas crostosas reduziram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=8,00$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos após 12 dias de colonização com 57% de cobertura média, sendo as dominantes. A cobertura foi reduzida após 30 dias para 30,5%, permanecendo assim após 64 dias, com 24,5%. A menor cobertura

média foi obtida após 366 dias com 5,5%. Após 720 dias, aumentou a cobertura para 12,5%.

4 metros de profundidade (Fig. 17 D)

As algas filamentosas reduziram a sua cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=5,48$, $p=0,009$). Elas recrutaram nos discos após 12 dias de colonização com 21% de cobertura média, permanecendo assim após 30 dias com 21,5%. Não foram encontrados espécimes de algas filamentosas após 64 dias, sendo a cobertura reduzida após 366 e 720 dias, com 3,5% e 1% de cobertura média, respectivamente.

As algas cenocíticas recrutaram nos discos após 366 dias de colonização com 8,5% de cobertura média. Não foram encontrados espécimes de algas cenocíticas após 720 dias de colonização.

As algas foliáceas alteraram a sua cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,45$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos após 12 dias de colonização com 12% de cobertura média, permanecendo assim após 30 dias com 15,5%. Após 64 dias de colonização foi o grupo-morfofuncional mais abundante com para 31% de cobertura média. Após 366 dias a cobertura foi de 15,5%, reduzindo após 720 dias para 5%.

As algas macrófitas corticadas alteraram a sua cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=3,89$, $p=0,03$). Elas recrutaram nos discos após 12 dias de colonização com 1% de cobertura média, após 30 e 64 dias a cobertura aumentou para 11% e 9%, respectivamente. Após 366 dias, a cobertura reduziu para 1% e aumentou após 720 dias para 20,5%.

As algas macrófitas coriáceas foram representadas apenas por *S. vulgare*, que aumentou a sua cobertura ao longo do tempo (ANOVA $F=4,40$, $p=0,01$). *S. vulgare*

recrutou nos discos de colonização após 64 dias, com 9,5% de cobertura média. Após 366 dias foi o grupo-morfofuncional mais abundante, com o aumento da cobertura média para 29,5%, reduzindo após 720 dias para 17,5%.

As algas calcárias articuladas aumentaram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,58$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos de colonização após 12 dias com 6% de cobertura média. Após 30, 64 e 366 dias aumentaram sua cobertura, passando gradativamente para 15,5%, 23,5%, 23,5% de cobertura média, respectivamente. Após 720 dias, tornou-se o grupo-morfofuncional mais abundante, aumentando a cobertura para 37,5%.

As algas crostosas reduziram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=6,45$, $p<0,001$). Elas recrutaram nos discos de colonização após 12 dias, quando foram dominantes com 54% de cobertura média, permanecendo abundantes após 30 e 64 dias com 28% e 20%, respectivamente. Todavia, após 366 e 720 dias a cobertura foi reduzida para 9% e 14,5%, respectivamente.

Comparação da sucessão dos diferentes grupos morfofuncionais em função dos tempos, locais e profundidades

Filamentosas

Na Ponta do Arame, foi obtida a interação significativa entre os fatores Tempo e Profundidade para a cobertura das algas filamentosas ($p=0,009$) (Tab. 10), aonde o efeito dos diferentes níveis do Tempo depende da Profundidade que está presente. Foi detectada a redução significativa na cobertura das algas filamentosas nos estágios intermediários da sucessão, após 64 dias de colonização a quatro metros de profundidade (Anova $F=8,63$, $p<0,001$) (Fig. 17 B) e após 100 dias a dois metros de profundidade (Anova $F=7,64$, $p<0,001$) (Fig. 17 A). A diferença não foi o padrão de variação da cobertura nas diferentes profundidades, mais sim, a magnitude do

recrutamento de filamentosas a quatro metros de profundidade aonde foram dominantes após 14 dias de colonização.

Foi obtida a interação significativa entre os fatores Profundidade e Local para a cobertura das algas filamentosas ($p=0,015$) (Tab. 11), aonde o efeito das diferentes profundidades depende do Local que está presente. Na Ilha Sabacu a dois metros de profundidade algas filamentosas recrutaram após 12 dias de colonização e aumentaram a sua cobertura após 30 dias. Não foram encontrados espécimes destas algas no estágio intermediário da sucessão, após 64 dias. Nos estágios avançados da sucessão, após 366 e 720 dias, estas algas estavam presentes em menor cobertura (ANOVA $F=8,16$, $p=0,001$) (Fig. 17 C). Nas demais profundidades dos dois Locais estudados, as algas filamentosas reduziram cobertura nos estágios intermediários da sucessão, após 64 ou 100 dias de colonização (Fig. 17 A, B e C).

Foliáceas

Na Ponta do Arame, a cobertura das algas foliáceas variou significativamente com o Tempo, independente da profundidade ($p<0,001$) (Tab. 12). Aos dois e quatro metros de profundidade, as algas foliáceas aumentaram a cobertura nos estágios intermediários da sucessão, após 64 e 100 dias de colonização, reduzindo nos estágios avançados da sucessão, após 366 e 720 dias de colonização (ANOVA $F=4,77$, $p=0,01$; ANOVA $F=4,77$, $p=0,01$, respectivamente) (Fig. 17 A e B).

Na Ilha Sabacu, foi obtida a interação significativa entre os fatores Tempo e Profundidade para a cobertura das algas Foliáceas ($p=0,006$) (Tab. 13), aonde o efeito dos diferentes níveis do Tempo não depende da Profundidade que está presente. A dois e quatro metros de profundidade as algas foliáceas alteraram a sua cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=5,51$, $p<0,001$; $F=7,45$, $p<0,001$, respectivamente). Estas algas recrutaram abundantes, após 12 dias de colonização,

reduzindo a cobertura ainda no estágio inicial da sucessão, após 30 dias de colonização. A cobertura aumentou no estágio intermediário da sucessão, após 64 dias de colonização e reduziu novamente no estágio avançado da sucessão, após 366 e 720 dias (Fig. 17 C). A quatro metros de profundidade no estágio inicial da sucessão elas recrutaram pouco abundantes, após 12 e 30 dias de colonização. A cobertura aumentou no estágio intermediário da sucessão aonde foi o grupo-morfofuncional mais abundante, após 64 dias de colonização. A cobertura foi de reduzida no estágio avançado da sucessão, após 720 dias de colonização (Fig. 17 D).

Macrófitas corticadas

Na Ponta do Arame foi obtida a interação significativa entre os fatores Tempo e Profundidade para a cobertura das algas macrófitas corticadas ($p < 0,001$) (Tab. 14), aonde o efeito dos diferentes níveis do Tempo depende da Profundidade que está presente. A dois e quatro metros de profundidade, as algas macrófitas corticadas aumentaram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,85$, $p < 0,001$; $F=3,56$, $p < 0,001$, respectivamente). A dois metros de profundidade, Elas recrutaram pouco abundantes após 14 de colonização com a cobertura aumentando e reduzindo nos estágios intermediários da sucessão, após 64 e 100 dias de colonização. A cobertura aumentou novamente nos estágios avançados da sucessão, após 366 e 720 dias, aonde foi o grupo-morfofuncional dominante (Fig. 17 A). A quatro metros de profundidade, a cobertura aumentou nos estágios intermediários, após 64 e 100 dias de colonização e reduziu nos estágios avançados, após 366 e 720 dias (Fig. 17 B).

Macrófitas coriáceas

A cobertura das algas macrófitas coriáceas nos diferentes profundidades não dependeu do local em que esteve presente ($p=0,704$) (Tab. 15). As algas macrófitas coriáceas foram representadas apenas por *S. vulgare*. Este recrutou no estágio

intermediário da sucessão nos dois locais que ocorreu, após 64 dias de colonização. A cobertura aumentou no estágio avançado da sucessão, após 366 e 720 dias de colonização. Podendo ou não, ser o grupo mais abundante em estágios mais avançados da sucessão (Fig. 17 B, C e D).

Calcárias articuladas

Na Ponta do Arame foi obtida a interação significativa entre os fatores Tempo e Profundidade para a cobertura das algas calcárias articuladas ($p < 0,001$) (Tab. 16), aonde o efeito dos diferentes níveis do Tempo depende da Profundidade que está presente. A dois e quatro metros de profundidade, as algas calcárias articuladas variaram a cobertura ao longo do tempo de colonização (ANOVA $F=7,11$, $p < 0,001$; $F=5,95$, $p < 0,001$, respectivamente). A dois metros de profundidade, elas recrutaram pouco abundantes, após 30 de colonização. A cobertura aumentou no estágio intermediário da sucessão, após 100 dias de colonização aonde foi o grupo morfofuncional mais abundante e reduziu no estágio avançado, após 720 dias (Fig. 17 A). A quatro metros de profundidade, elas recrutaram pouco abundantes, após 14 de colonização. A cobertura aumentou e reduziu no estágio intermediário da sucessão, após 64 e 100 dias de colonização, permanecendo com baixa cobertura nos estágios avançados, após 366 e 720 dias de colonização (Fig. 17 B).

Foi obtida a interação significativa entre os fatores Profundidade e Local para a cobertura das algas calcárias articuladas ($p < 0,001$) (Tab. 17), aonde o efeito das diferentes profundidades sobre a cobertura destas algas depende do Local que está presente. Na Ponta do Arame, As algas calcárias articuladas alteraram a cobertura ao longo do tempo de colonização a dois e a quatro metros de profundidades (ANOVA $F=7,11$, $p < 0,001$; $F=5,95$, $p < 0,001$, respectivamente) (Fig. 17 A e B). Na Ilha Sabacu, as algas calcárias articuladas aumentaram a cobertura ao longo do tempo de colonização

a dois e quatro metros de profundidade (ANOVA $F=7,14$, $p<0,001$; $F=7,58$, $p<0,001$, respectivamente) (Fig. 17 C e D). Elas recrutaram pouco abundantes após 12 dias de colonização, aumentando a cobertura a quatro metros de profundidade no estágio inicial da sucessão, após 30 dias de colonização e a dois metros de profundidade no estágio intermediário da sucessão, após 64 dias. Independentemente da profundidade, a cobertura permaneceu alta nos estágios intermediários e avançados da sucessão, após 100, 366 e 720 dias.

Crostras

Foi obtida a interação significativa entre os fatores Tempo, Profundidade e Local para a cobertura das CCA ($p=0,01$) (Tab. 18), aonde o efeito dos diferentes níveis do Tempo sobre a cobertura destas algas dependeu da Profundidade e do Local em que estiveram presentes. Independentemente da Profundidade as CCA reduziram a cobertura ao longo do tempo de colonização ($p<0,001$) (Tab. 19). Na Ponta do Arame a dois metros de profundidade, elas recrutaram como o grupo-morfofuncional dominante após 14 dias de colonização, reduzindo a cobertura no estágio intermediário da sucessão, após 100 dias, permanecendo pouco abundante no estágio avançado, após 366 e 720 dias de colonização (Fig. 17A). A quatro metros de profundidade, elas recrutaram pouco abundantes, após 14 dias de colonização, permanecendo assim nos estágios iniciais e intermediários, após 30, 64 e 100 dias. A cobertura foi reduzida no estágio avançado da sucessão, após 366 e 720 dias de colonização (Fig. 17B). Na Ilha Sabacu, independentemente da profundidade, as CCA recrutaram como o grupo-morfofuncional dominante, após 12 dias de colonização. A dois metros de profundidade, a cobertura reduziu ainda no estágio inicial da sucessão, após 30 dias de colonização, sendo pouco abundante no estágio avançado, 366 e 720 dias de colonização (Fig. 17C). A quatro metros de profundidade, elas permaneceram abundantes no estágio intermediário da

sucessão após 64 dias. Todavia, a cobertura foi reduzida no estágio avançado da sucessão, após 366 e 720 dias (Fig. 17D).

Discussão

Na área de influencia da água do mar aquecida pelo funcionamento da CNAAA os valores de temperatura medidos de dia e de noite sugerem a formação de uma pluma térmica estabelecida entre 2 e 4 metros de profundidade com uma diferença de 4°C entre estas profundidades nos anos de 2012 e 2013. Na área de influencia da CNAAA, Mayer-Pinto *et al.* (2012) demonstraram a presença de uma pluma térmica gerada pelo distanciamento do local de descarga da água do mar aquecida pela CNAAA, com uma média de 32°C a 100 metros, 30°C a 600 metros, 29°C a 1400 metros e 27°C nos pontos controle. A formação da pluma térmica também foi evidenciada após o início do funcionamento de uma usina nuclear na Califórnia com o acréscimo de 3,5°C na temperatura da água do mar (Schiell *et al.* 2004). Na usina nuclear de Uljin na Coreia a diferença na temperatura da água do mar entre a tomada da água e a saída é de 6 a 7°C.

A quatro metros de profundidade, a água do mar foi em média 1ppm mais salina que a dois metros. Ao longo deste estudo, na Ponta do Arame a média da salinidade foi de 34 e 35 a dois e quatro metros de profundidade, respectivamente. Na Ilha Sabacu a média da salinidade foi de 33 e 34 a dois e quatro metros de profundidade, respectivamente. Segundo Scherner *et al.* (2013), *Sargassum stenophyllum* Martius aumenta do rendimento fotossintético em salinidades entre 15 e 34. Todavia, a redução no crescimento e na reprodução de *Sargassum Muticum* (Yendo) Fensholt foi detectada em salinidades abaixo de 25 (Steen 2004).

Independentemente do local estudado, o pH apresentou valores baixos, com uma média de 8,0 no ano de 2013. Estes valores são esperados já que se trata de uma região costeira com aporte de água doce dos rios que devido às questões oceanográficas é

levada para o Saco Piraquara de Fora, que não possui rios (EIA RIMA 2003). O aumento nos valores de pH entre os meses de agosto e dezembro de 2013 pode estar relacionado ao Bloom de microalgas que ocorreu em todo o estado do Rio de Janeiro durante estes meses (observação pessoal). Segundo Hall-Spencer *et al.* (2008) bancos de gramas marinhas e algas pardas podem prosperar ao longo de um gradientes de pH natural gerado pelo distanciamento de um vulcão na Itália, com valores de pH entre 8,1 e 6,9, onde os organismos calcários aragoníticos e depois calcíticos são perdidos devido à dissolução do esqueleto.

A distribuição dos diferentes grupos de macroinvertebrados bentônicos vageis do período diurno e noturno, não foi correlacionada com a temperatura da água do mar. Todavia, as estrelas-do-mar, *Aplysias* e Ouriços-do-mar não foram observados ou raramente ocorreram nos locais sob a influência do aquecimento da água do mar. Os ouriços-do-mar, em especial, foram bastante densos na Ilha Sabacu. Independente do local e da profundidade, os siris e pepinos-do-mar foram sempre mais densos no período noturno e os caranguejos e ermitões no diurno. Os Gastrópodes estiveram em maior densidade nos locais sob a influência do aquecimento da água do mar. Os ermitões foram o grupo de macroinvertebrados bentônicos vageis que ocorreu em maior densidade nas diferentes profundidades e locais. Apesar da grande diversidade de animais marinhos herbívoros, é sabido que, em termos de biomassa os peixes-papagaio, acanturídeos (peixes-cirurgião), ouriços-do-mar e gastrópodes são geralmente mais abundantes, sendo determinantes na distribuição e abundância de algas bentônicas (Leighton 1971, Steneck 1988). Nesse contexto, os ouriços-do-mar são particularmente notados por causarem grande influência sobre as populações de algas (Paine & Vadas 1969, Hughes *et al.* 1987, Dean *et al.* 1989). Por exemplo, entre Los Angeles e San Diego na Califórnia, nos locais onde o ouriço branco *Lytechinus* foi abundante, tanto o

recrutamento quanto a sobrevivência dos juvenis de *Macrocystis* foram inibidos (Dean *et al.* 1884 e 1989).

Nestas condições, foram encontrados menos táxons recrutados sob a influência da pluma térmica gerada pelo funcionamento da CNAAA. Este resultado concorda com o encontrado até dois metros de profundidade em outras comunidades marinhas próximas a descarga da água do mar aquecida por usinas nucleares, aonde houve redução na riqueza das espécies (Trembley 1960, Barnett 1972, Hellowell 1986, Széchy & Nassar 2005, Kim *et al.* 2008, Mayer-Pinto *et al.* 2012). Todavia, um padrão inverso ocorreu na Ponta do Arame a quatro metros de profundidade, fora da pluma térmica, aonde a riqueza foi maior (Fig. 13), sugerindo a presença de um distúrbio intermediário (Hutchinson 1953, Horn 1975, Connell 1978, Széchy & Nassar 2005), que pode ser explicado pela maior mistura da água do mar que ocorre nos momentos de troca de maré (IEA RIMA 2005). Tem sido sugerido que o balanço entre habilidade competitiva superior e a habilidade em colonizar espaços recém-disponibilizados é mediado por distúrbios que influenciam a diversidade de espécies. A baixa diversidade ocorreria na ausência de distúrbios ou sob-regimes de distúrbios intensos, devido à exclusão dos competidores superiores e persistência das espécies mais eficientes em ocupar o espaço. A diversidade máxima seria observada sob níveis intermediários de distúrbio, devido à coexistência entre os competidores superiores e as espécies mais eficientes em ocupar o espaço (Connell 1978, Wilson 1994).

No que se refere à composição de espécies sob a influência da pluma térmica, os estágios intermediários e avançados da sucessão foram similares aos estágios iniciais da sucessão fora da pluma térmica. O que sugere a presença de um distúrbio contínuo que não permite a mudança na composição das espécies ao longo da sucessão, possivelmente devido à formação de sucessões secundárias com novos recrutamentos.

Em contraste, fora da pluma térmica a composição de espécies resultou na formação de três grupos, caracterizados pelos estágios iniciais, intermediários e avançados da sucessão. Estes três estágios sucessionais foram primeiramente descritos por Foster (1975) em uma comunidade dominada por *Macrocystis pyrifera* na Califórnia, sugerindo que a composição de espécies e a presença de novos substratos viáveis para colonização são alguns dos principais fatores que interferem na sucessão das algas.

A ausência das algas formadoras de dossel a 2 metros de profundidade, no infralitoral de um costão rochoso protegido sob a influência da pluma térmica gerada pelo funcionamento da CNAAA, levou a alteração na dinâmica da sucessão, quando comparada aos locais sem a influência desta pluma. A alternância na dominância dos grupos-morfofuncionais ao longo da sucessão levou a formação de quatro trajetórias sucessionais diferentes.

Uma primeira trajetória sucessional foi detectada na ausência das algas formadoras de dossel, na Ponta do Arame a dois metros de profundidade. Nesta, houve a dominância de CCA nos estágios iniciais de colonização, com a substituição por algas calcárias articuladas em estágios intermediários e por macrófitas corticadas em estágios avançados, onde foram dominantes. No estado de São Paulo, em experimentos onde houve a remoção contínua de *Sargassum* foi encontrada a dominância da alga foliácea *Dictyopteris* spp. em estágios avançados da sucessão (Eston & Bussab 1990). Da mesma forma, na Califórnia, Kastendiek (1982) demonstrou que a exclusão da alga coriácea formadora de dossel *Eisenia* favorece o crescimento da alga coriácea *Halidrys* que exclui a alga macrófita corticada *Pterocladia*. Todavia, a remoção de *Halidrys* favorece o estabelecimento abundante de *Pterocladia*, que em condições naturais depende da ocorrência de *Eisenia* para controlar a competição com *Halidrys*.

Uma segunda trajetória foi encontrada fora da pluma térmica, com a presença de algas formadoras de dossel, na Ponta do Arame a quatro metros de profundidade. Nesta, diferente dos demais locais estudados, houve a dominância de algas filamentosas nos estágios iniciais da sucessão. Alguns estudos também encontraram o recrutamento abundante de algas filamentosas nos estágios iniciais de colonização (Souza 1979a, Littler & Littler 1980, Paula & Eston 1989, Benedetti-Cecchi & Cinelli 1996). Kendrick (1991) demonstrou um rápido aumento na cobertura de algas calcárias incrustantes quando sujeitas ao distúrbio físico por abrasão, enquanto que algas filamentosas proliferam em ambientes sujeitos à deposição de sedimentos ou turbulência da água. Em estágios intermediários as algas calcárias articuladas, macrófitas corticadas e CCA foram mais abundantes, sendo, substituídas nos estágios avançados por *S. vulgare*. Segundo Eston & Bussab (1990), a remoção de *S. stenophyllum* ou a raspagem total do substrato levam ao rápido desenvolvimento de algas efêmeras, estas são substituídas em estágios intermediários por algas foliáceas representadas principalmente por *Dictyopteris* spp. que perde espaço para *S. stenophyllum* em estágios avançados da sucessão.

Uma terceira trajetória sucessional foi encontrada a dois metros de profundidade na Ilha Sabacu. Nesta, os estágios iniciais de colonização foram dominados por CCA e os estágios intermediários e avançados foram dominados por algas calcárias articuladas, com *S. vulgare* e as macrófitas corticadas ocorrendo em menor abundância. A competição entre as algas formadoras de dossel e as algas do estrato inferior pode ser determinada por três principais forças, o sombreamento que pode bloquear até 90% da luz incidente, a varredura das algas pela ação do canopy e/ou pela ação de herbívoros (Paine & Vadas 1969, Souza 1979a, b, Souza 1980, Dayton 1975, Kastendiek 1982, Pringle 1986, Eston & Bussab 1990). O aumento na densidade de potenciais

consumidores herbívoros, como os ouriços-do-mar (Fig. 11), pode ter influenciado no resultado da sucessão, reduzindo a cobertura de *S. vulgare* (Souza 1980, Eston 1987, Eston & Bussab 1990). O que, dentre outros fatores, pode ter favorecido o estabelecimento abundante das algas calcárias articuladas que têm sido relatadas coexistindo com os bancos de *Sargassum* na Baía da Ilha Grande (Széchy & Paula 2000, Figueiredo *et al.* 2004).

Uma quarta trajetória sucessional foi encontrada a 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu. Nesta, os estágios iniciais de recrutamento foram dominados por CCA, que permaneceram abundantes nos estágios intermediários, juntamente com as algas calcárias articuladas e as foliáceas. No início dos estágios avançados da sucessão, pode-se evidenciar o aumento na cobertura de *S. vulgare* que perdeu espaço para as algas calcárias articuladas ao final da sucessão. Konar & Foster (1992) observaram que as algas calcárias articuladas estão entre os primeiros colonizadores no infralitoral, pois são organismos de crescimento rápido, podendo se regenerar facilmente através de suas persistentes crostas basais, além de inibirem o recrutamento de outras algas. Széchy (1996), em estudos sobre a estrutura de bancos de *Sargassum*, observou que algas calcárias articuladas apresentaram altos valores de cobertura onde *Sargassum* não foi dominante.

Os resultados para a Ponta do Arame, sob a influência da pluma térmica, mostram que na ausência de *S. vulgare* as algas macrófitas corticadas, representadas principalmente por espécies da ordem Gelidiales, se mostraram competitivamente superiores, inibindo o estabelecimento das algas calcárias articuladas ao final da sucessão. Na Ponta do Arame, fora da influência da pluma térmica, a ausência de ouriços-do-mar provavelmente acarretou na dominância de *S. vulgare* ao final da sucessão, inibindo o estabelecimento das algas macrófitas corticadas e CCA. Na Ilha

Sabacu, na ausência de estresse térmico e presença de ouriços-do-mar em grande densidade, ao final da sucessão, *S. vulgare* não foi dominante, perdendo espaço para as algas calcárias articuladas.

Os padrões de sucessão das espécies de macroalgas fora ou sob a influência da pluma térmica, com ou sem a presença das algas formadoras de dossel, podem ser interpretados como resultado de um modelo de inibição. Neste modelo, a substituição de espécies ocorre somente quando os recursos são disponibilizados por dano ou morte de ocupantes prévios. Assim, ao longo da sucessão, a composição das espécies muda gradualmente em direção à dominância de espécies de vida longa que, uma vez estabelecidas, persistem (Connell & Slatyer 1977). Dependendo do local, a espécie dominante ao final da sucessão foi diferente, sugerindo a influência da temperatura elevada e da herbivoria no desempenho das espécies, assim como ilustrado por Mayer-Pinto *et al.* (2012) para sucessão em placas de colonização suspensas e verticais na área de influência da pluma térmica da CNAAA, onde a intensidade do impacto gerou alteração na variabilidade temporal das assembléias.

Conclusão

Ausência de *Sargassum* em locais expostos a pluma térmica gerada pela CNAAA leva ao aumento na cobertura das algas típicas do estrato intermediário em fases mais avançadas da sucessão. Nas comunidades sem a influência da pluma térmica gerada pela CNAAA, os estágios iniciais da sucessão são dominados por algas calcárias incrustantes e efêmeras, nos estágios avançados a dominância é substituída por algas calcárias articuladas, macrófita corticadas e coriáceas formadoras do dossel. A riqueza das espécies de macroalgas é menor quando sujeita à pluma térmica gerada pela CNAAA.

Referências bibliográficas

- Amado Filho G.M., Barreto M.B.B.B., Marins B.V., Felix C. & Reis R.P., 2003. Estrutura das comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 26(3): 329-342.
- Bacci D.S. 2005. Estudos taxonômicos do gênero *Chondria* (Ceramiales, Rhodophyta) no litoral dos estados de São Paulo e Espírito Santo, Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica de São Paulo, 114p.
- Barnett P.R.O. 1972. Effects of Warm Water Effluents from Power Stations on Marine Life. *Proceedings the Royal Society*, 180(1061): 497-509pp. doi:10.1098/rspb.1972.0034
- Benedetti-Cecchi L., Nuti S. & Cinelli F. 1996. Analysis of spatial and temporal variability in interactions among algae, limpets and mussels in low-shore habitats on the west coast of Italy. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 114:87-96.
- Cassano V., Diaz-Larrea J., Senties A., Oliveira M.C., Gil-Rodriguez M.C. & Fujii M.T. 2009. Evidence for the conspecificity of *Palisada papillosa* with *P. perforata* (Ceraniales, Rhodophyta) from the western and eastern Atlantic Ocean on the basis of morphological and molecular analyses. *Phycologia* 48(2): 86-100.
- Cervin G., Lindegarth M., Viejo R.M. & Aberg P. 2004. Effects of small-scale disturbances of canopy and grazing on intertidal assemblages on the Swedish west coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 302:35-49.
- Connell J.H. 1975. Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments. In Cody and J. Diamond, eds. *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Mass. 460-490pp.
- Connell J.H. 1976. Competitive interactions and the species diversity of corals. In G.O. Mackie, ed. *Coelenterate ecology and behavior*. Plenum, New York. 51-58pp.
- Connell J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Connell J.H. & Slatyer R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Amer.Natur.* 111: 1119-1144.

- Connell S.D. 2003. The monopolization of understory habitat by subtidal encrusting coralline algae: a test of the combined effects of canopy-mediated light and sedimentation. *Marine Biology*. 142: 1065-1071.
- Coto A.C.S.P. 2007. Biodiversidade de clorófitas marinhas bentônicas do litoral do estado de São Paulo. Dissertação de mestrado – Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, 166p.
- Dayton P.K. 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecol.Monogr.* 45(2):137-159.
- Eston V.R. 1987. Avaliação Experimental da Dominância Ecológica em uma Comunidade de Macroalgas do Infralitoral Rochoso (Ubatuba, SP, Brasil). Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico-Universidade de São Paulo (IOUSP), SP. 129pp.
- Eston V.R. & Bussab W. 1990. An experimental analysis of ecological dominance in a rocky subtidal macroalgal community. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 136: 170-195.
- Estudo de Impacto Ambiental (EA RIMA) 2005. Unidade 3 da Central Nuclear Almirante Alvaro Alberto. Revisão 00, volume 2, 714pp.
- Fernandes S. & Guimarães S.M.P.B. 1998. Estudos taxonômicos de Gelidiales (Rhodophyta) do estado do Espírito Santo, Brasil. Anais IV Congresso Latino-Americano de Ficologia, Caxambu, 2: 181-201.
- Figueiredo M. A. de. O. 1997. Colonization and growth of crustose coralline algae in Abrolhos, Brazil. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1:689-94.
- Figueiredo M.A de O., Kain J.M. & Norton T.A. 1996. Biotic interactions in the colonization of crustose coralline algae by epiphytes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 199:303-318.
- Figueiredo M.A de O., Kain J.M. & Norton T.A. 2000. Responses of crustose corallines algae to epiphyte and canopy cover. *Journal of Phycology*. 36:17-24.
- Flechter R. L., Baier R. E. & Fornalik M. S. 1985. The effects of surface energy on germinating development of some marine macroalgae. *Br. Phycol. J.*, 20:184-185.
- Fonseca A.C. 1998. Estudos sucessionais em uma comunidade dominada por *Sargassum furcatum* Kutzing, na região de Búzios, RJ. Dissertação de mestrado em Biologia Marinha Universidade Federal Fluminense, 185pp.
- Foster M.S. 1975. Algal Succession in a *Macrocystis pyrifera* Forest. *Mar.Biol.*32:313-329.

- Gacia, E., Duarte, C.M., 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 505–514.
- Guimarães S.M.P.B., Fujii M.T., Pupo D. & Yokoya N.S. 2004. Reavaliação das características morfológicas e suas implicações taxonômicas no gênero *Polysiphonia* “senso lato” (Ceramiales, Rhodophyta) do litoral dos estados de São Paulo e Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27(1): 163-183.
- Hellawell J.M. 1986. Biological indicator of freshwater Pollution and environmental management, Elsevier Applied Science Publishers, London.
- Horn H. S. 1975. Marckovian processes of forest succession, Zn M. L. Cody and J. M. Diamond [eds.], *Ecology and evolution of communities*, Belknap 196-213pp.
- Huisman J.M. & Borowitzka M.A. 1990. A revision of the Australian species of *Galaxaura* (Rhodophyta, Galaxauraceae) with a description of *tricleocarpa* gen. nov. *Phycologia* 29(2): 150-172.
- Hutchinson G. E. 1953. The concept of pattern in ecology. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.* 105: 1-12.
- Irving A.D., Connell S.D. & Esldon T.S. 2004. Effects of kelp canopies on bleaching and photosynthetic activity of encrusting coralline algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 310: 1-2.
- Jaccard P. 1901. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bulletin de la Société Voudoise des Sciencies Naturelles* 37: 547-579.
- Joly A.B. 1965. Flora marinha do litoral norte do estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. *Bol Fac. Fil Ciênc. Letr. Univ. S. Paulo*, 294pp.
- Kastendiek J. 1982. Competitor-mediated coexistence: interactions among three species of benthic macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 62: 201-210.
- Kendrick G.A. 1991. Recruitment of coralline crusts and filamentous turf algae in the Galapagos archipelago: effect of simulated scour, erosion and accretion. *J. Exp. Biol. Ecol.*, 147: 47-63.
- Kim Y.S., Choi H.G. & Nam K.W., 2008. Seasonal variations of marine algal community in the vicinity of Uljin nuclear power plant, Korea. *Journal of Environmental Biology.* 29(04): 493-499.
- Konar B. & Foster M.S. 1992. Distribution and recruitment of subtidal geniculate coralline algae. *J. Phycol.* 28: 273-280.

- Littler M.M. & Littler D.S. 1980. The evolution of thallus form as survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of functional form model. *Amer.Natur.* 116: 25-44.
- Mariath R., Riosmena-Rodriguez R. & Figueiredo M.A.O. 2013. Succession of crustose coralline red algae (Rhodophyta) on coralgal reef exposed to physical disturbance in the southwest Atlantic. *Helgol. Mar Res.* 67: 687-696pp.
- Mayer-Pinto M., Ignacio B.L., Széchy M.T.M., Viana M.S., Curbelo-Fernandez M.P., Lavrado H.P., Junqueira A.O.R., Vilanova E. & Silva S.H.G. 2012. How Much Is Too Little to Detect Impacts? A Case Study of a Nuclear Power Plant. *Plos One* 7 (10): 1-9.
- Paine R.T. & Vadas R.L. 1969. The effects of grazing by sea urchins *Strongylocentrotus* spp. on benthic algal populations. *Limnol. Oceanogr.* 14:710-719.
- Paula E.J. 1988. O gênero *Sargassum* C.Ag. (Phaeophyta, Fucales) no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Bol. Botânica, Universidade de São Paulo*, 10: 65-118.
- Paula E.J. & Oliveira Filho E. 1980. Phenology of two populatons of *Sargassum cymosum* (Phaeophyta – Fucales) of São Paulo state coast, Brazil. *Bol. Botânica, Universidade de São Paulo*, 8:21-39.
- Paula E.J. & Eston V.R. 1989. Secondary succession on an exposed rocky intertidal algal community of the state of São Paulo – Brasil. *Bolm Botânica, Univ. S. Paulo* 11:1-9.
- Scherner F, Ventura R., Barufi J.B. & Horta P.A. 2013. Salinity critical threshold values for photosynthesis of two cosmopolitan seaweed species: Providing baselines for potential shifts on seaweed assemblages. *Mar. Envir. Res.* 91: 14-25.
- Schiel D.R., Steinbeck J.R. & Foster M.S. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive change in marine benthic communities. *Ecology* 85(7): 1833-1839.
- Steen, H., 2004. Effects of reduced salinity on reproduction and germling development in *Sargassum muticum* (Phaeophyceae, Fucales). *European Journal of Phycology* 39: 293-299.
- Souza W.P. 1979a. Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecol.Monogr.* 49(3):227-254.
- Souza W.P. 1979b. Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. *Ecology* 60(6):1225-1239.

- Souza W.P. 1980. The responses of a community to disturbance: the importance of successional Age and Species life histories. *Oecologia* 45:72-81.
- Steneck R.S. & Dethier M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69: 476-498.
- Széchy M.T.M. 1996. Estrutura de Bancos de *Sargassum* (Phaeophyta-Fucales) do Litoral dos Estados de Rio de Janeiro e São Paulo. Tese de Doutorado. Curso de Pós Graduação em Ciências–Área de Botânica. Universidade de São Paulo (USP), SP. v.1: 186pp., v.2: 159pp.
- Széchy, M.T.M. & Nassar, C.A.G. 2005. Flora ficológica bentônicas da Baía da Ribeira, sul do estado do Rio de Janeiro: avaliação após duas décadas de operação da Central Nuclear In: Sociedade Brasileira de Ficologia (org.). X Reunião Brasileira de Ficologia, 2004. Formação de ficólogos: um compromisso com a sustentabilidade dos recursos aquáticos: anais... Museu Nacional, Rio de Janeiro, Série Livros 10: 373-397.
- Széchy M.T.M. & Paula E.J. 1997. Macroalgas epífitas em *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos Estados do Rio de Janeiro e de São Paulo, Brasil. *Leandra* 12: 1-10.
- Széchy M.T.M. & de Paula E.J. 2000. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de botânica*, 23(2): 121-132.
- Teixeira T.P., Neves L.M. & Araújo F.C. 2012. Thermal impact of a nuclear power plant in a coastal area in Southeastern Brazil: effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. *Hydrobiologia* 684: 161-175.
- Trembley, F.J. 1960. Research project on effects of condenser discharge water on aquatic life. Lehigh Univ. Institute of Research Progress Report, 1956-1959pp.
- Vargas B.M. 1986. Um estudo prático de dispersão térmica no mar (Rio de Janeiro). Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 100p.
- Villas Bôas A.B. & Figueiredo M.A.O. 2004. Are anti-fouling effects in coralline algae species specific? *Brazilian Journal of oceanography*, 52(1): 11-18pp.
- West J. A. & Crump E. 1974. The influence of substrate and spore concentration on spore survival and germination in *Gigartina* and *Petrocelis* (Rhodophyta). *J. Phycol.*, 10(Suppl.):12.

- Wernberg, T., Kendrick G.A. & Toohy D. 2005. Modification of the physical environment by an *Ecklonia radiata* (Laminariales) canopy and implications for associated foliose algae. *Aquatic Ecology* 39: 419-430.
- Wilson J. B. 1994. The 'intermediate disturbance hypothesis of species coexistence is based on patch dynamics. *N.Z. J. Ecol.*18: 176-181.
- Zar J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

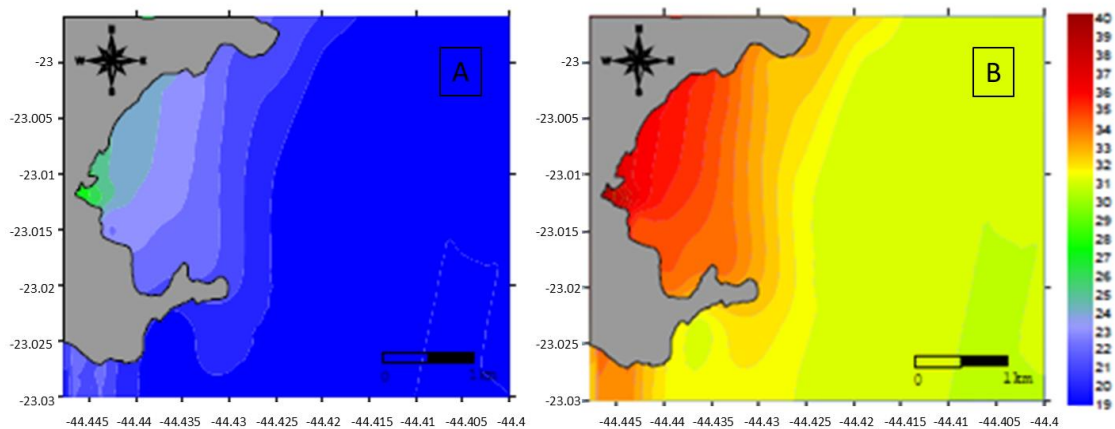


Figura 1. Seção horizontal do gradiente de temperatura gerado pelo distanciamento da descarga da água do mar aquecida pela CNAAA. A = Inverno (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas), B = Verão (usinas Angra 1 e 2 a potências máximas) Fonte: EIA RIMA (2005).

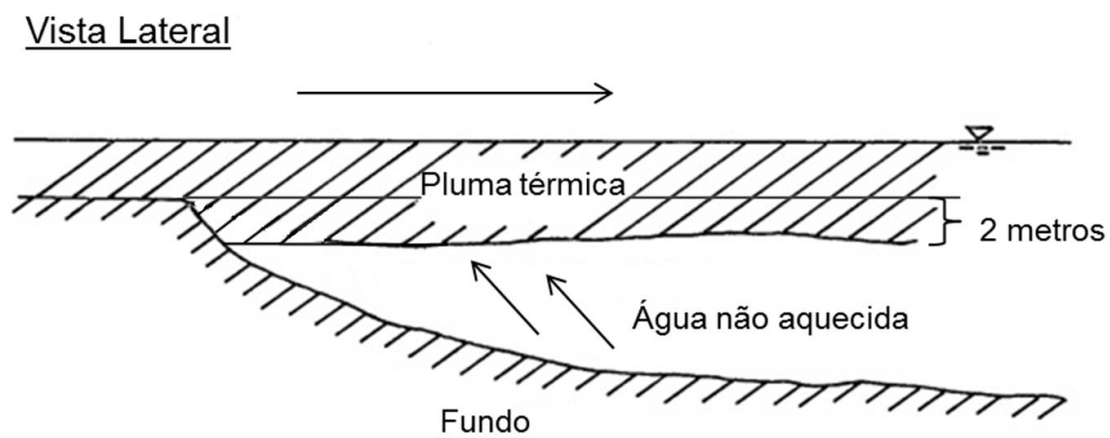


Figura 2. Vista Lateral da pluma térmica gerada pela descarga da água do mar aquecida pelo funcionamento da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) (Vargas 1986).



Figura 3. A circunferência em preto delimita a localização da área de estudo, na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fonte Gogle Earth).



Figura 4. Localização da área de estudo situada no município de Angra dos Reis -RJ. Onde, A- Pontado Arame e IS- Ilha Sabacu (Fonte Google Earth).

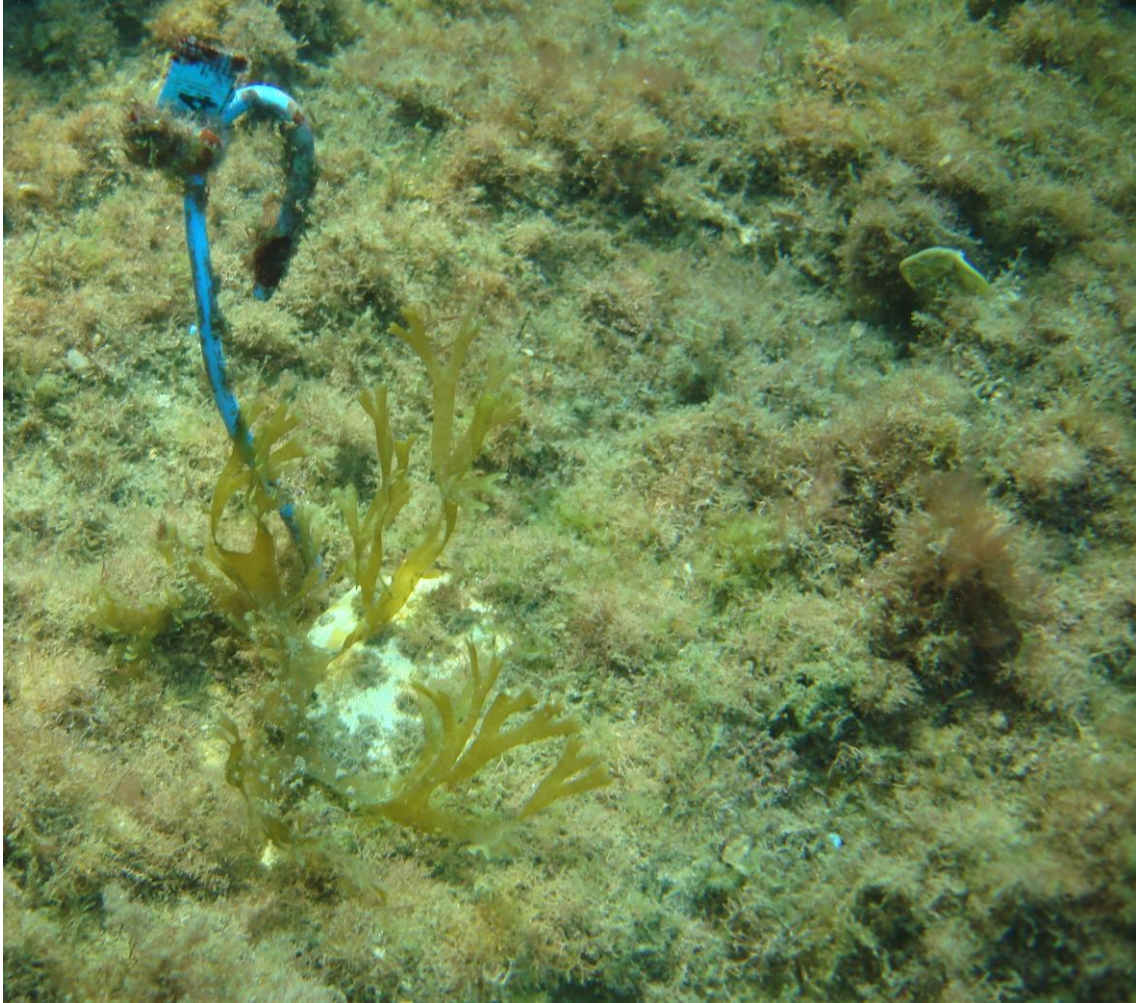


Figura 5. Disco com 64 dias de colonização fixado sobre o costão rochoso da Ilha Sabacu a 2 metros de profundidade.

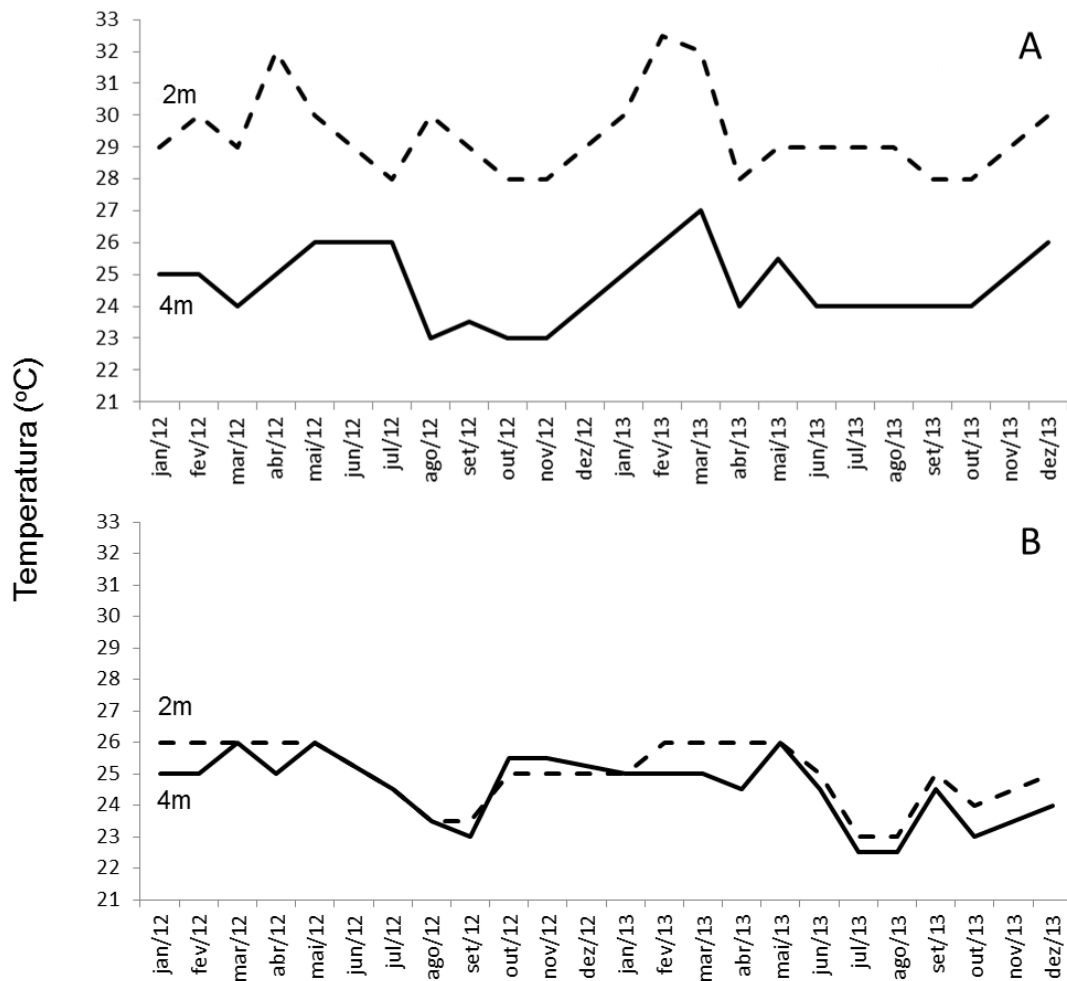


Figura 6. Variação da temperatura da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade entre os meses de janeiro de 2012 e dezembro de 2013. A- Ponta do Arame e B- Ilha Sabacu.

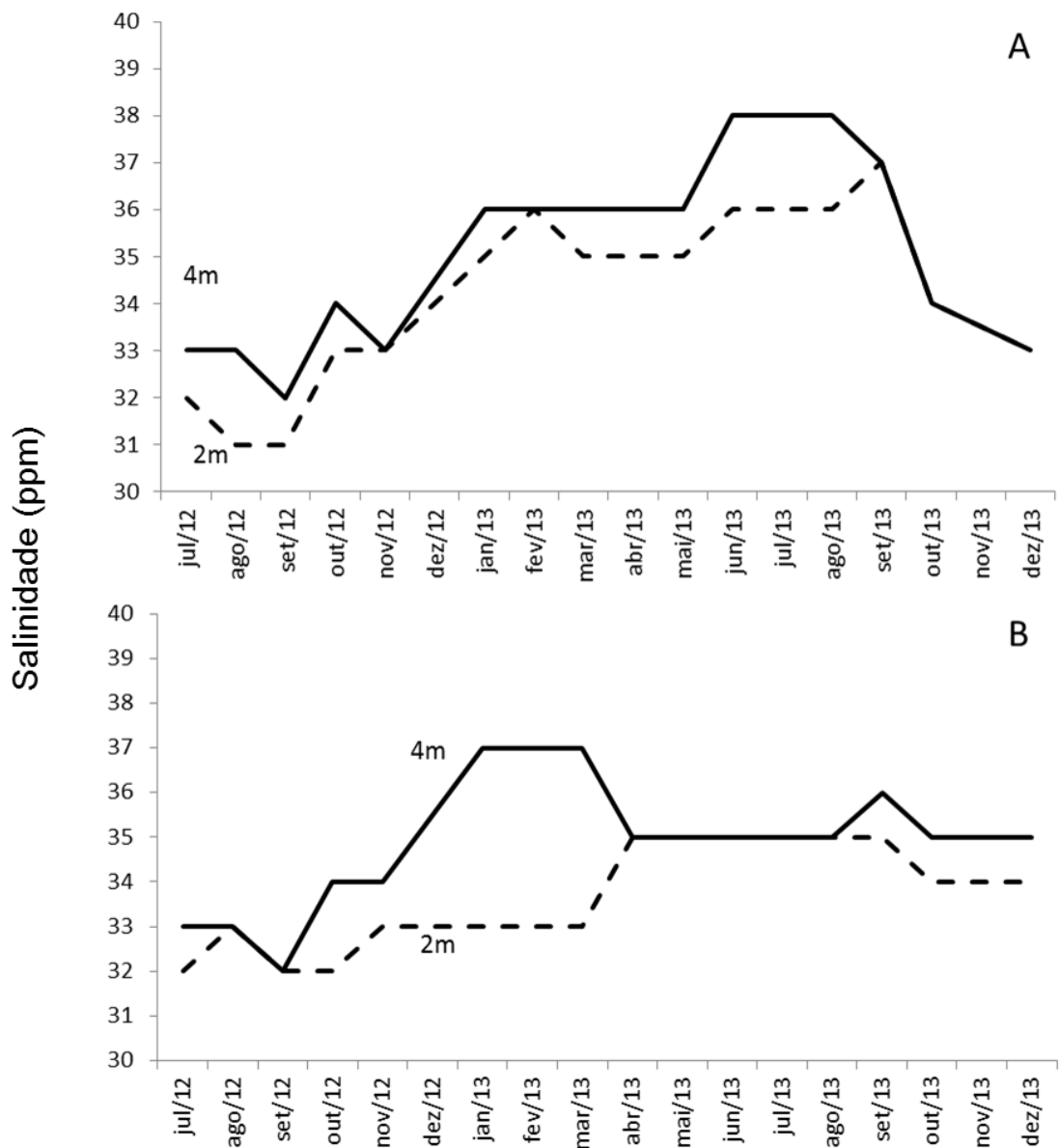


Figura 7. Variação da salinidade da água do mar entre os meses de julho de 2012 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação da salinidade da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação da salinidade da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS). A salinidade é apresentada em partes por milhão.

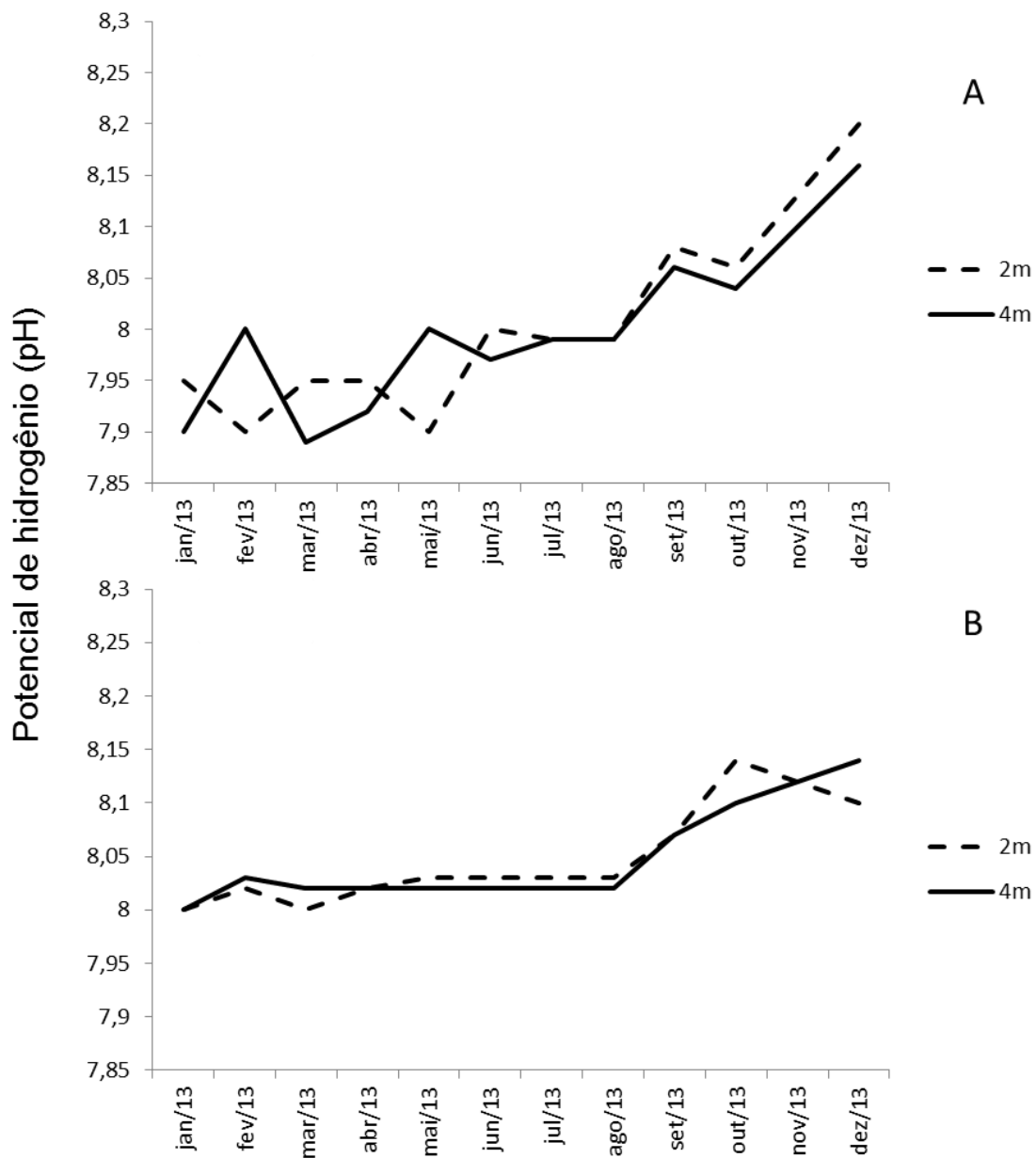


Figura 8. Variação do potencial de hidrogênio (pH) da água do mar entre os meses de janeiro de 2013 e dezembro de 2013. Onde, o gráfico A representa a variação do pH da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ponta do Arame (PA) e o gráfico B representa a variação do pH da água do mar a 2 e 4 metros de profundidade na Ilha Sabacu (IS).

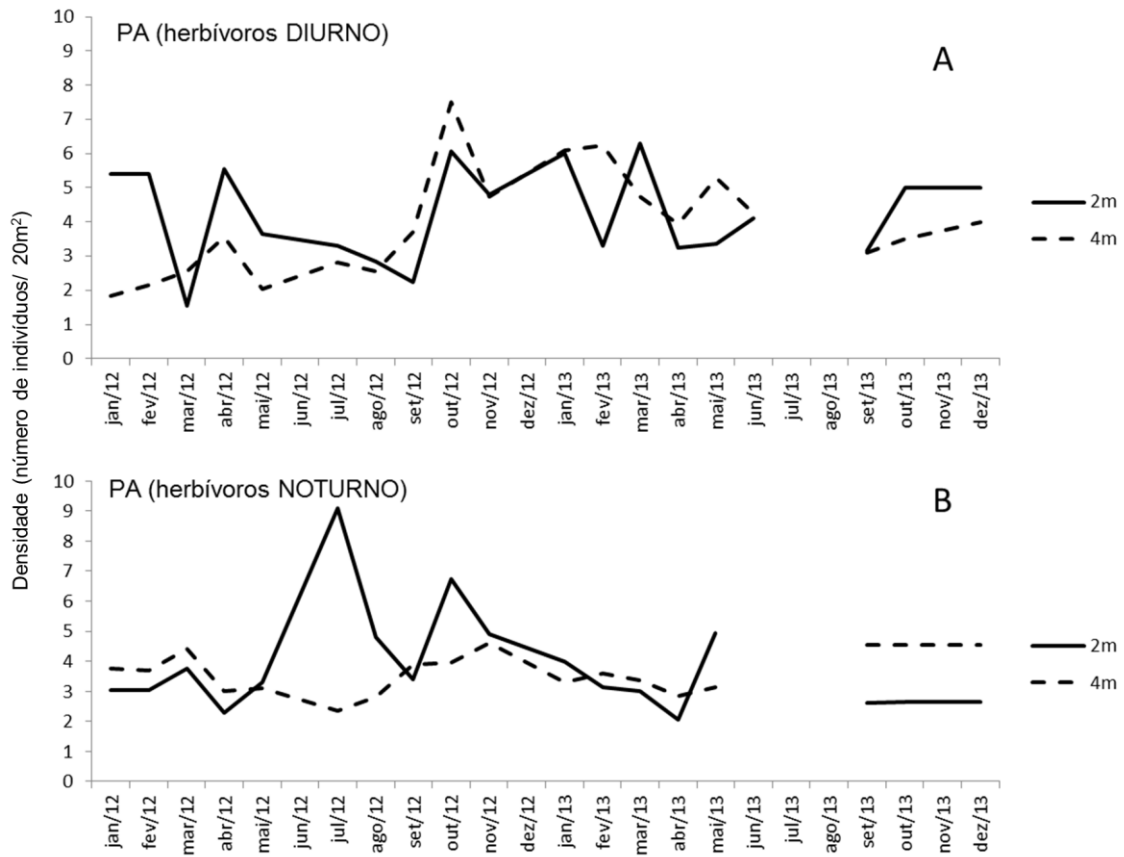


Figura 9. Densidade média de macroherbívoros bentônicos por metro quadrado aos 2 e 4 metros de profundidade de dia (diurno) e de noite (noturno) na Ponta do Arame (PA).

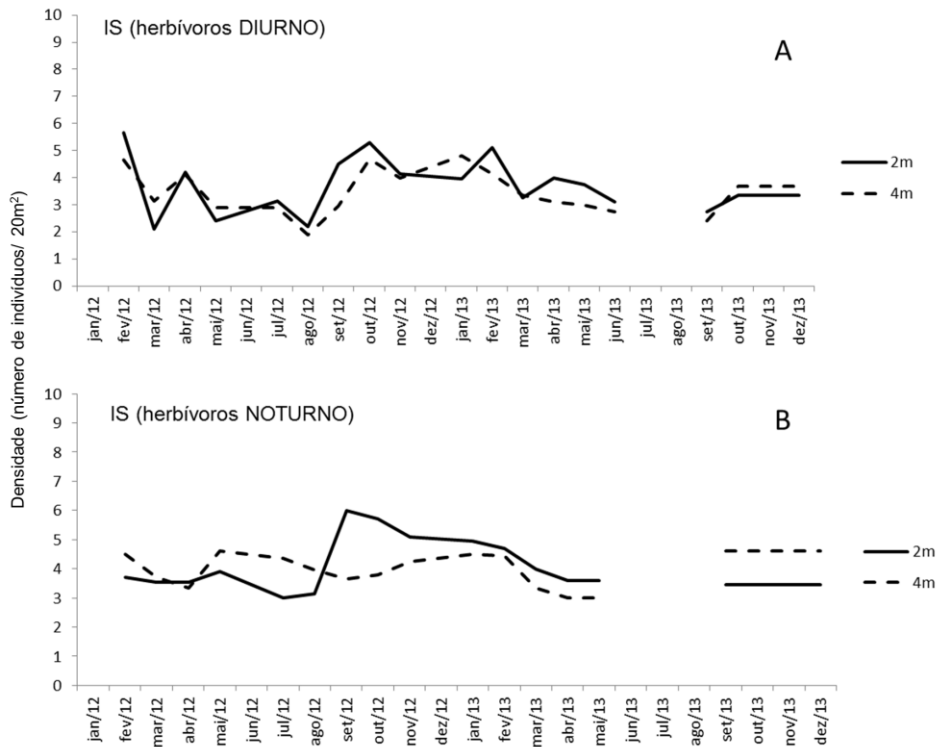


Figura 10. Densidade média de macroherbívoros bentônicos por metro quadrado aos 2 e 4 metros de profundidade de dia (diurno) e de noite (noturno) na Ilha Sabacu (IS).

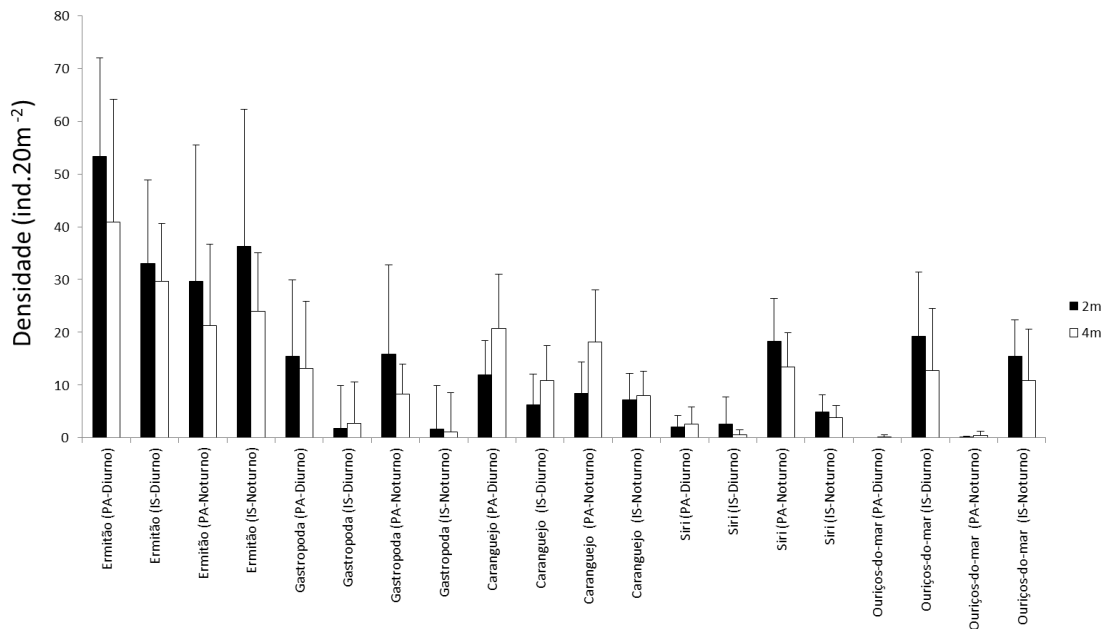


Figura 11. Densidade dos oito grupos de macroinvertebrados vageis na Ponta do Arame (PA) e na Ilha Sabacu (IS) a dois (colunas pretas) e quatro (colunas brancas) metros de profundidade nos períodos diurno e noturno.

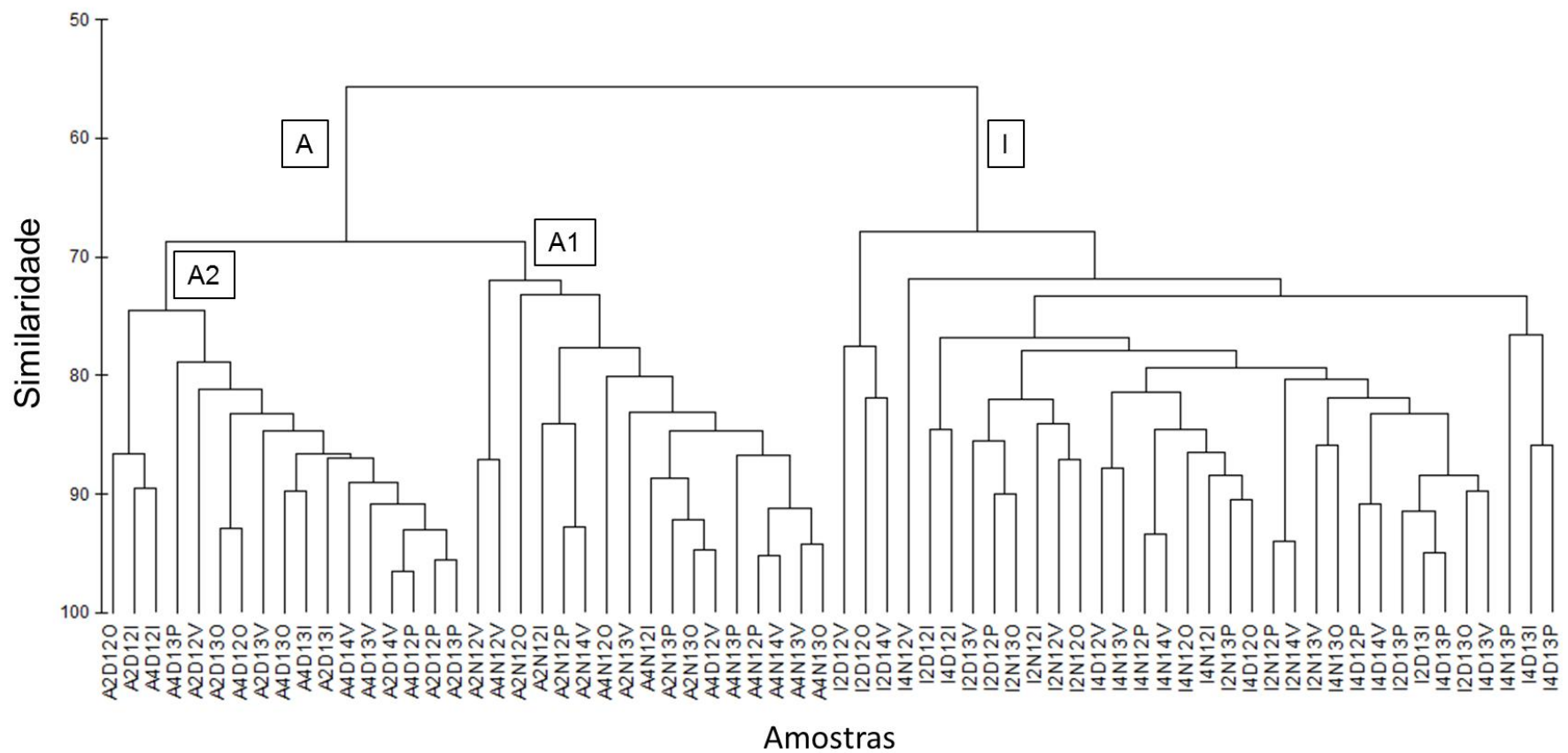


Figura 12. Dendrograma com 8 variáveis x 138 observações da densidade de macroinvertebrados vageis nos diferentes locais, profundidades, período do dia, anos e estações. Aonde, A- Ponta do Arame, I- Ilha Sabacu, 2 – dois metros de profundidade, 4 – quatro metros de profundidade, N – Noturno, D – diurno, 12 – ano de 2012, 13 – ano de 2013, V – Verão, O – Outono, I – inverno e P - Primavera.

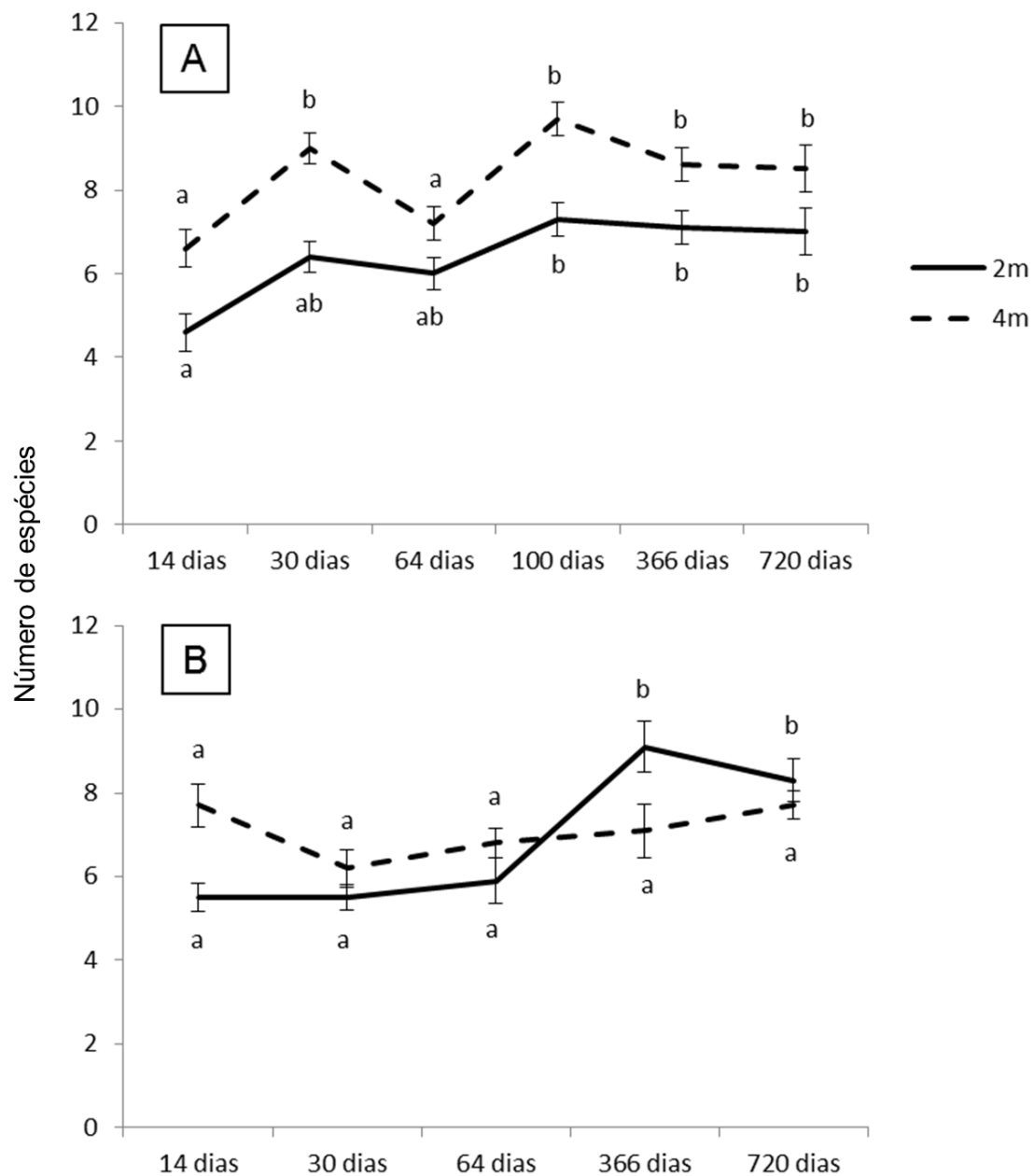


Figura 13. Riqueza das espécies de macroalgas a dois (linha contínua) e quatro (linha tracejada) metros de profundidades em A – Ponta do Arame e B – Ilha Sabacu.

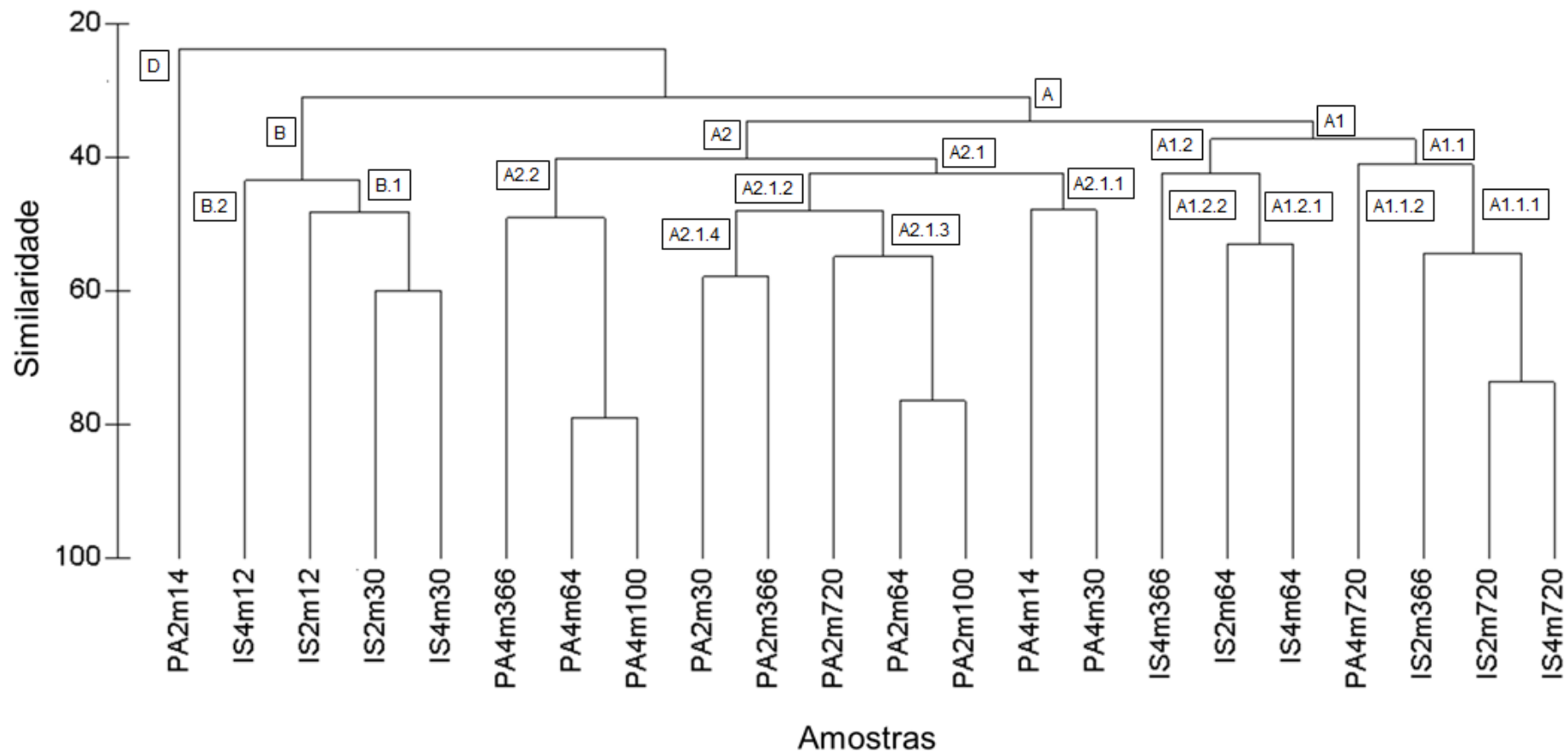


Figura 14. Dendrograma com 50 variáveis x 22 observações da composição de espécies nos diferentes tempos sucessionais, profundidades e locais. Aonde, PA- Ponta do Arame, IS- Ilha Sabacu, 2m – dois metros de profundidade, 4m – quatro metros de profundidade e 12, 14, 30, 64, 100, 366 e 720 dias de colonização.

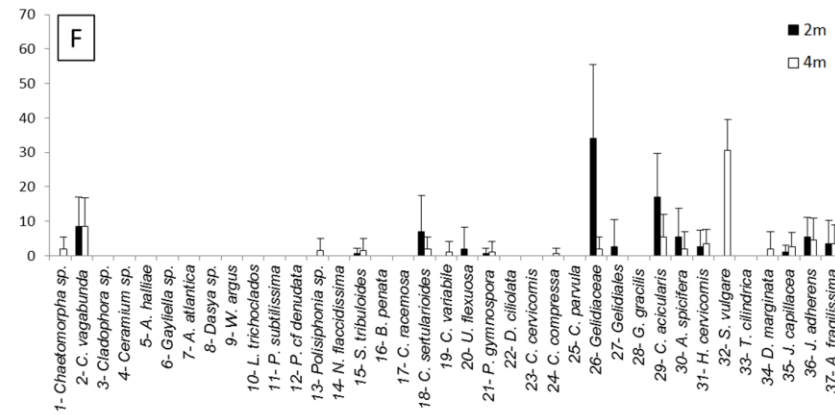
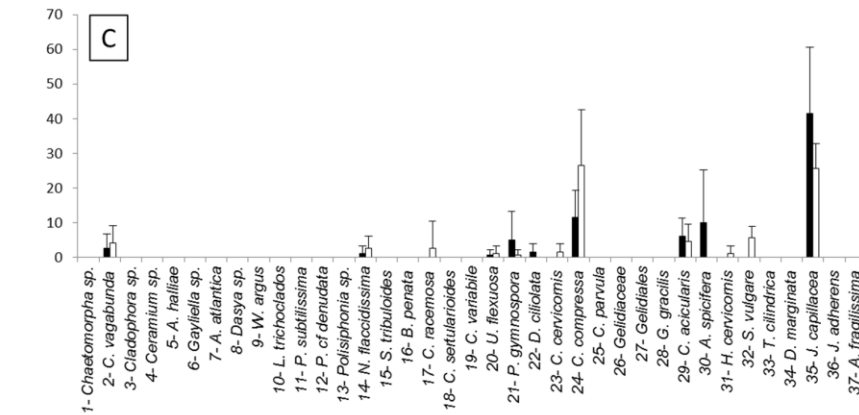
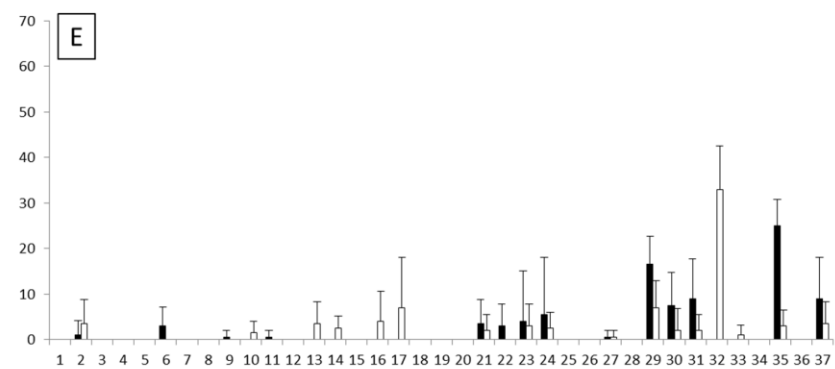
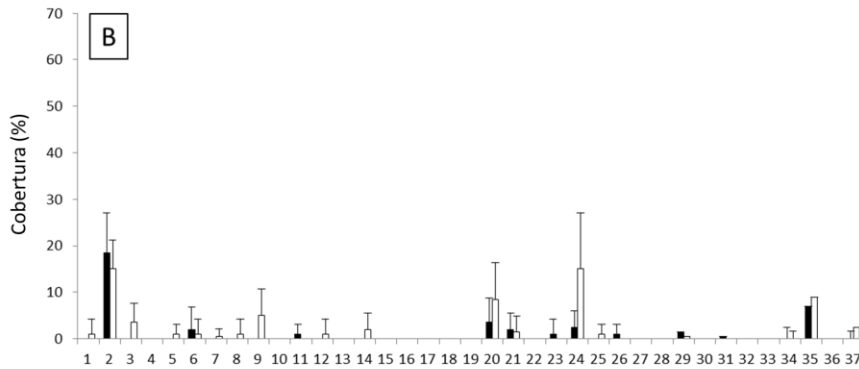
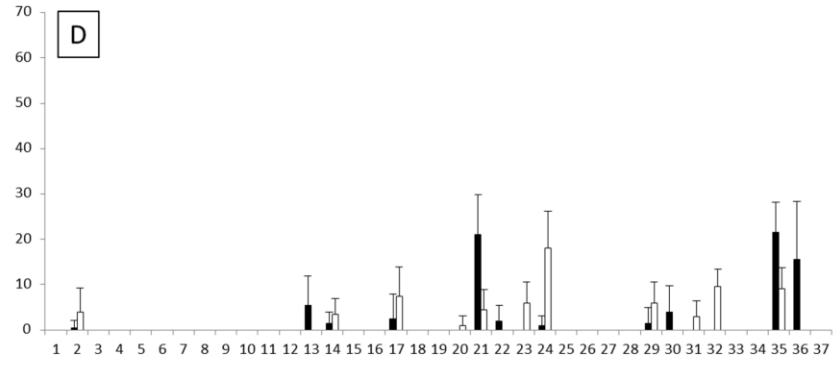
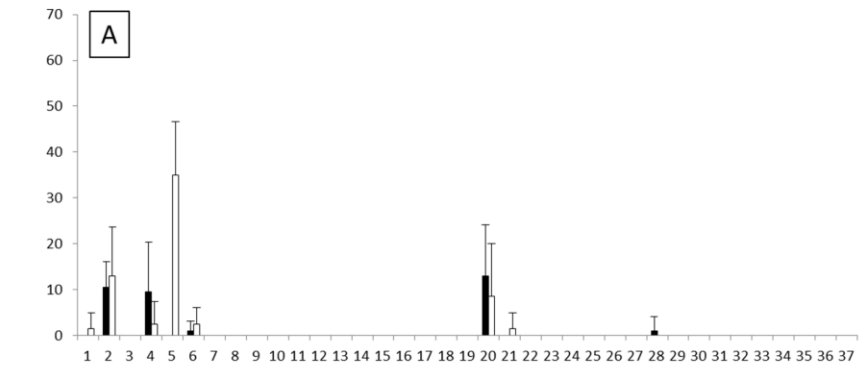


Figura 15. Porcentual de cobertura das espécies de macroalgas na Ponta do Arame ao longo de seis tempos sucessionais a dois (colunas pretas) e quatro (colunas brancas) metros de profundidade. Onde, A – 14 dias de colonização, B – 30 dias de colonização, C – 64 dias de colonização, D – 100 dias de colonização, E – 366 dias de colonização e F – 720 dias de colonização.

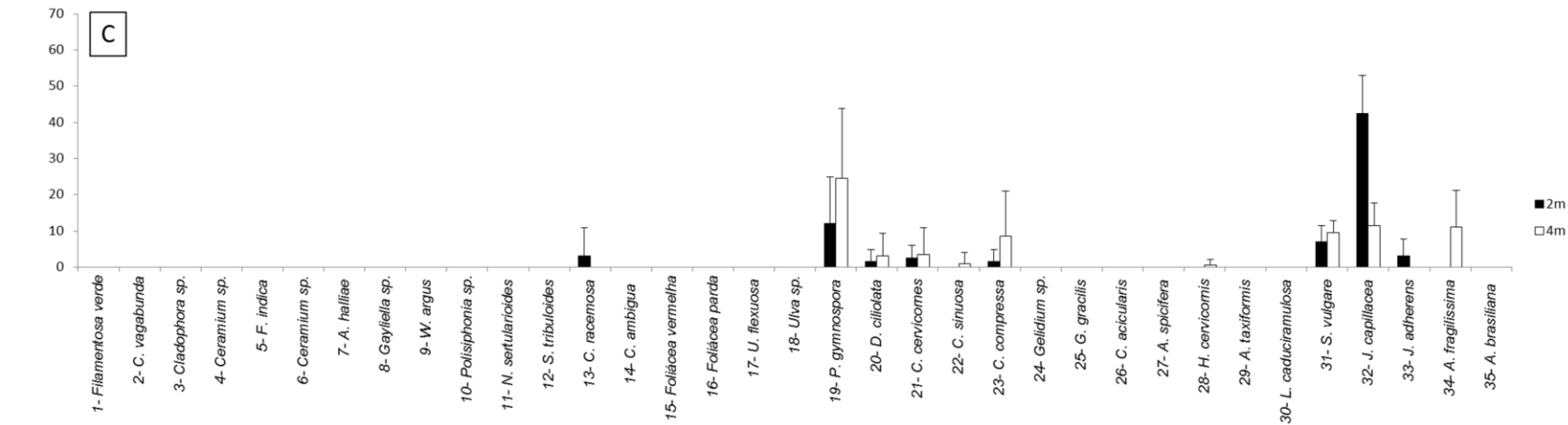
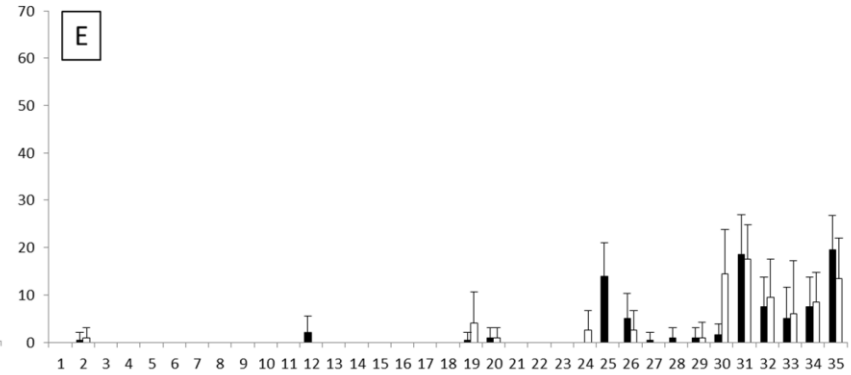
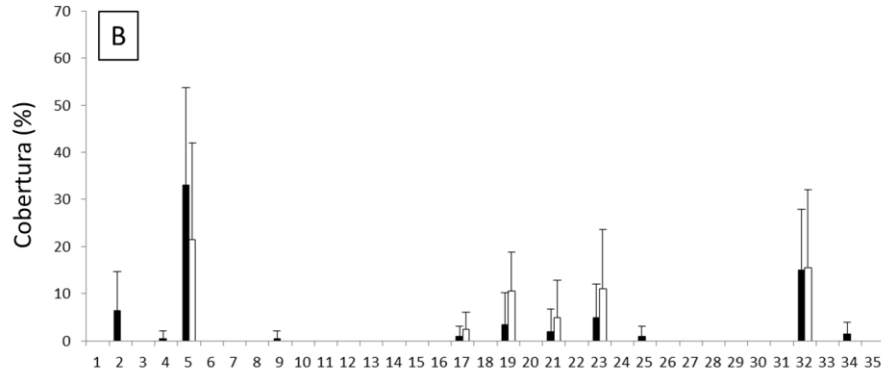
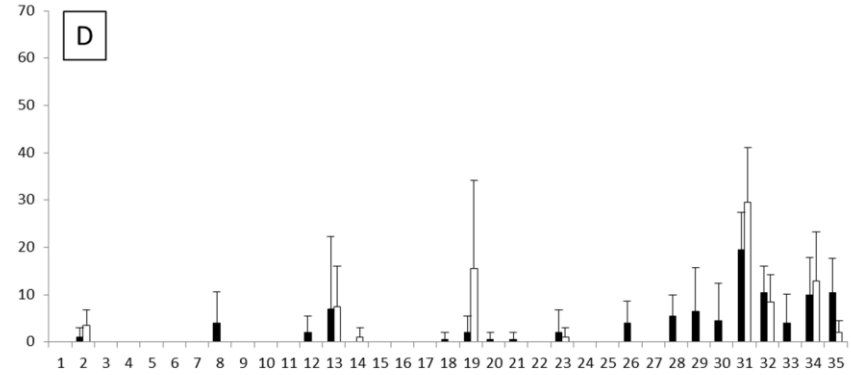
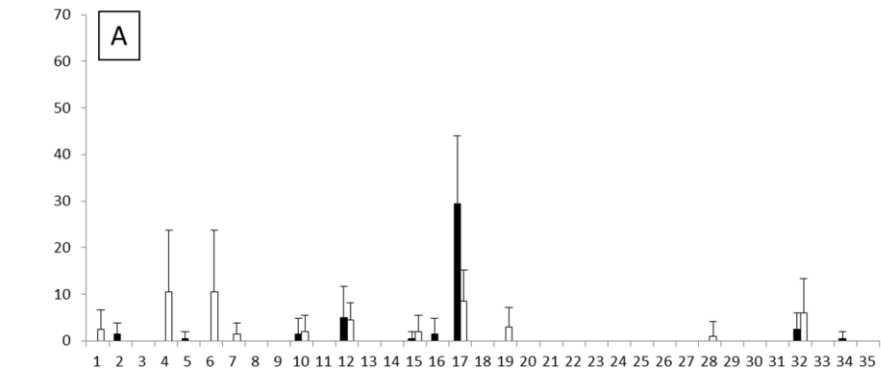


Figura 16. Porcentual de cobertura das espécies de macroalgas na Ilha Sabacu ao longo de seis tempos sucessionais a dois (colunas pretas) e quatro (colunas brancas) metros de profundidade. Onde, A – 12 dias de colonização, B – 30 dias de colonização, C – 64 dias de colonização, D – 366 dias de colonização e E – 720 dias de colonização.

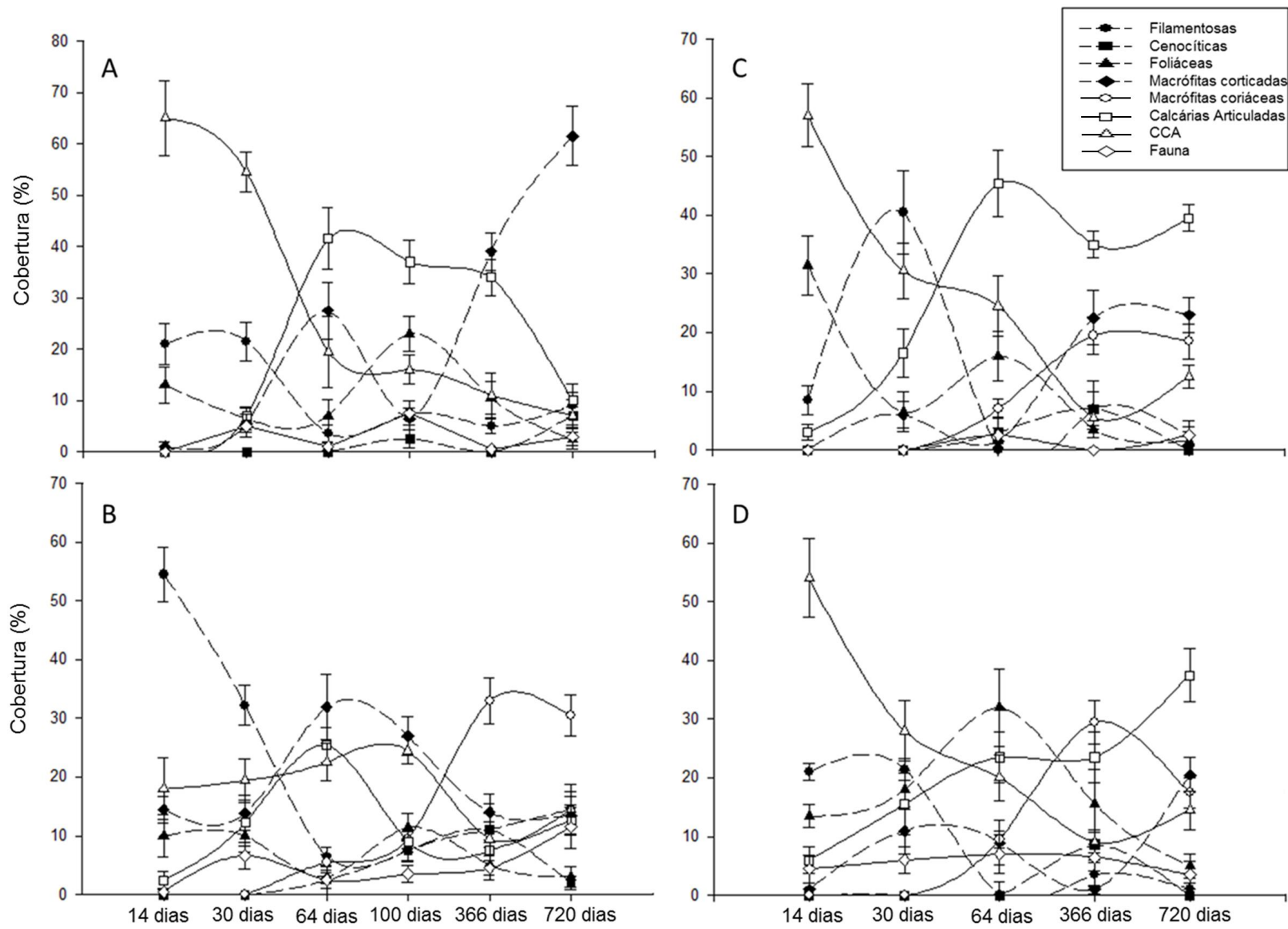


Figura 17. Porcentual de cobertura das algas filamentosas (Bolas prteas e linha tracejada), cenocíticas (quadrado preto e linha tracejada), foliáceas (triângulo preto e linha tracejada), macrófitas corticadas (losângulo preto e linha tracejada), macrófitas coriáceas (bola branca e linha contínua), calcárias articuladas (quadrado branco e linha contínua), CCA (triângulo branco e linha contínua) e da fauna (losângulo branco e linha contínua) ao longo da sucessão. Onde, A – Ponta do Arame a dois metros de profundidade, B - Ponta do Arame a quatro metros de profundidade, E – Ilha Sabacu a dois metros de profundidade e F - Ilha Sabacu a quatro metros de profundidade.

Tabela 1. Análise de variâncias da densidade dos ouriços-do-mar no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.

A – Período diurno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	201,358	2,09	0,092
Local	1	258,405	7,716	<0,001
Profundidade x Local	1	220,589	3,190	0,078
Residual		69,140		

B – Período noturno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	68,267	1,875	0,176
Local	1	83,267	8,217	<0,001
Profundidade x Local	1	91,267	2,507	0,119
Residual		36,402		

Tabela 2. Análise de variâncias da densidade dos siris no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.

A – Período diurno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	11,000	1,041	0,311
Local	1	8,672	0,820	0,368
Profundidade x Local	1	33,00	3,122	0,081
Residual		10,571		

B – Período noturno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	129,067	1,623	0,208
Local	1	72,267	4,808	<0,001
Profundidade x Local	1	56,067	0,705	0,405
Residual		79,500		

Tabela 3. Análise de variâncias da densidade dos caranguejos no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.

A – Período diurno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	885,463	15,671	<0,001
Local	1	1185,200	20,976	<0,001
Profundidade x Local	1	86,694	1,534	0,219
Residual		56,503		

B – Período noturno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	405,600	8,983	0,004
Local	1	481,667	10,668	0,002
Profundidade x Local	1	299,267	6,628	0,013
Residual		45,150		

Tabela 4. Análise de variâncias da densidade dos gastrópodes no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.

A – Período diurno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	19,621	2,09	0,765
Local	1	34,533	6,503	<0,001
Profundidade x Local	1	49,723	0,465	0,497
Residual		10,951		

B – Período noturno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	252,150	3,134	0,082
Local	1	717,350	21,348	<0,001
Profundidade x Local	1	190,817	2,372	0,129
Residual		80,445		

Tabela 5. Análise de variâncias da densidade dos ermitões no período diurno e noturno nas diferentes profundidades e locais, (A) período diurno e (B) período noturno.

A – Período diurno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	1219,032	3,833	0,054
Local	1	4839,694	15,218	<0,001
Profundidade x Local	1	401,802	1,263	0,265
Residual		318,016		

B – Período noturno

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	1601,667	2,443	0,124
Local	1	326,667	0,498	0,483
Profundidade x Local	1	64,067	0,0977	0,756
Residual		655,736		

Tabela 8. Análise das variâncias da riqueza das macroalgas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	5	104,533	51,130	<0,001
Profundidade	1	21,913	10,718	<0,001
Tempo x Profundidade	5	1,553	0,760	0,581
Residual		0,0277		

Tabela 9. Análise das variâncias da riqueza das macroalgas em função do tempo e da profundidade na Ilha Sabacu.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	4	20,565	9,109	0,427
Profundidade	1	1,440	0,638	<0,001
Profundidade x Local	4	12,765	5,654	<0,001
Residual		0,0420		

Tabela 10. Análise de variâncias da cobertura das algas filamentosas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	5	0,712	26,284	<0,001
Profundidade	1	0,539	19,888	<0,001
Tempo x Profundidade	5	0,0875	3,231	0,009
Residual		0,0271		

Tabela 11. Análise de variâncias da cobertura das algas filamentosas em função da profundidade e do local.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	0,233	3,359	0,068
Local	1	1,165	16,814	<0,001
Profundidade x Local	1	0,416	6,004	0,015
Residual		0,0693		

Tabela 12. Análise de variâncias da cobertura das algas foliáceas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	5	0,292	10,537	<0,001
Profundidade	1	0,0978	3,533	0,063
Tempo x Profundidade	5	0,0361	1,302	0,268
Residual		0,0277		

Tabela 13. Análise de variâncias da cobertura das algas foliáceas em função do tempo e da profundidade na Ilha Sabacu.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	4	0,479	11,417	<0,001
Profundidade	1	0,295	7,032	0,009
Profundidade x Local	4	0,164	3,919	0,006
Residual		0,0420		

Tabela 14. Análise de variâncias da cobertura das algas macrófitas corticadas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	5	0,547	18,749	<0,001
Profundidade	1	0,000233	0,00799	0,929
Tempo x Profundidade	5	0,695	23,808	<0,001
Residual		0,0292		

Tabela 15. Análise de variâncias da cobertura das algas macrófitas coriáceas em função da profundidade e do local.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	1	0,0311	0,537	0,465
Local	1	0,255	4,388	0,037
Profundidade x Local	1	0,00842	0,145	0,704
Residual		0,058		

Tabela 16. Análise de variâncias da cobertura das algas calcárias articuladas em função do tempo e da profundidade na Ponta do Arame.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	5	0,753	33,016	<0,001
Profundidade	1	0,305	13,364	<0,001
Profundidade x Local	5	0,273	11,958	<0,001
Residual		0,0228		

Tabela 17. Análise de variâncias da cobertura das algas calcárias articuladas em função do local e da profundidade.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Profundidade	4	0,903	28,149	<0,001
Local	1	0,147	4,571	0,035
Profundidade x Local	4	0,0903	2,815	0,030
Residual		0,0321		

Tabela 18. Análise de variâncias da cobertura das algas crostosas em função do tempo, do local e da profundidade.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tempo	4	1,024	29,705	<0,001
Profundidade	1	0,994	28,838	<0,001
Local	1	0,0644	1,868	0,173
Tempo x Profundidade	4	0,863	25,052	<0,001
Tempo x Local	4	0,0662	1,920	0,109
Profundidade x Local	1	0,00404	0,117	0,733
Tempo x Profundidade x Local	4	0,118	3,421	0,010
Residual		0,0345		

CAPÍTULO III

As respostas ecofisiológicas de *Sargassum vulgare* C. Agardh ao longo de um gradiente térmico em costões rochosos no sudeste do Brasil

Introdução

As mudanças climáticas afetam tanto os organismos terrestres quanto os aquáticos. Ondas de calor tornaram-se mais frequentes e extremas durante o século 20 e estão previstas para aumentar no século 21 (Easterling *et al.* 2000, Meehl *et al.* 2007). Estas previsões sugerem que os efeitos diretos das mudanças climáticas, serão tão grandes nos oceanos como na terra em latitudes comparáveis, sendo mais acentuadas próximo ao Equador, onde a temperatura média da superfície da água do mar deve aumentar em 4°C até 2100 (Burrows *et al.* 2011). Um fenômeno cada vez mais frequente é o El Niño, promovendo um aumento da temperatura superficial da água do mar, com uma periodicidade média de 2-7 anos (Nicholls *et al.* 2007).

Em escala global, as espécies estão respondendo ao estresse térmico com mudanças em suas distribuições vertical e geográfica, podendo ocorrer extinções locais (Walther *et al.* 2002, Hickling *et al.* 2006, Tanaka *et al.* 2012, Voerman *et al.* 2013, Bates *et al.* 2014, Komatsu *et al.* 2014). A resposta das espécies de *Sargassum* no infralitoral nos costões rochosos pode ser considerada um sinal de alerta para as alterações climáticas (Tanaka *et al.* 2012, Komatsu *et al.* 2014), uma vez que geralmente vivem perto dos seus limites superiores de tolerância térmica e têm baixo potencial adaptativo para responder às temperaturas crescentes (Somero 2010, Tomanek 2010). Para se entender melhor o impacto do aumento da temperatura da água do mar, é importante investigar o potencial de aclimação das espécies-chave (*sensu* Dayton 1972) que desempenham um papel fundamental na estrutura das comunidades do infralitoral de costões rochosos do sudeste do Brasil, aonde *Sargassum* é considerada a alga mais importante em termos de abundância (Paula & Oliveira-Filho 1980, Eston & Bussab 1990, Széchy & Paula 2000, Amado Filho *et al.* 2003).

Alguns estudos em larga escala espacial (Tanaka *et al.* 2012, Komatsu *et al.* 2014) e em pequena escala espacial (Mariath, cap.2) têm demonstrado alterações na distribuição de *Sargassum* quando exposto ao aumento na temperatura da água do mar. Esta mudança na distribuição está relacionada ao hábito sésil destes organismos, que, após o assentamento não podem mais se locomover, ficando sujeitos às diversas variações ambientais.

Estudos realizados com diferentes espécies de *Sargassum* têm demonstrado que estas algas reduzem a atividade fotossintética nos horários do dia de maior irradiância (Hanelt 1992, Häder *et al.* 1998, Yu *et al.* 2013), ou seja, ela sofre fotoinibição dinâmica decorrente de um aumento da concentração dos pigmentos fotoprotetores via o ciclo das xantofilas, tornando *Sargassum* tolerante a altas irradiâncias (Schofield *et al.* 1998, Nitschke *et al.* 2012, Li *et al.* 2014). No Golfo do México, Schofield *et al.* (1998), estudando *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon, demonstraram que a dissipação fotoquímica desta alga é inversamente proporcional à dissipação não fotoquímica, ou seja, que nos momentos do dia de maior irradiância a dissipação fotoquímica tem os seus menores valores e a dissipação não fotoquímica os seus maiores valores. Esta fotoinibição também foi observada para *Sargassum vulgare* C. Agardh em ambientes temperados (Häder *et al.* 1998, Häder *et al.* 2001) e tropicais (Hanelt 1992, Figueroa *et al.* 2009) até 2 metros de profundidade. Todavia, as algas recrutadas a 4 metros de profundidades não apresentaram fotoinibição (Häder *et al.* 2001). No Mar Vermelho, Figueroa *et al.* (2009) demonstraram que *S. vulgare* pode se aclimatar ao longo do tempo a diferentes qualidades de luz como a Radiação fotossinteticamente ativa (daqui em diante PAR), que corresponde à região espectral do visível, e PAR acrescido de radiação ultravioleta A e B (PAR + UVA + UVB = **PAB**). Na medida em que a exposição por períodos curtos (por exemplo, 2 dias) resulta em

maior fotoinibição do que a exposição por períodos maiores (por exemplo, 5 dias), evidenciou-se uma capacidade de aclimatação a PAR e a PAB. Na verdade, a fotoinibição em diferentes espécies de macroalgas tem sido mais acentuada quando expostas a PAB do que quando expostas apenas a PAR (Figueroa *et al.* 2009).

Muitos estudos sobre a atividade fotossintética de macroalgas do gênero *Sargassum* foram conduzidos em ambientes temperados envolvendo a determinação da concentração de oxigênio dissolvido na água do mar (Gao & Umezaki 1989a, b, c, Gao 1990, Gao 1991, Murakami *et al.* 2004, Mikami *et al.* 2006). No Japão, Murakami *et al.* (2004), estudando a “performance” fotossintética de *Sargassum ringgoldianum* Harvey e *Sargassum spathulophyllum* J. Tanaka & Murakami nas diferentes estações do ano e em temperaturas entre 5 e 35°C verificaram que, independentemente da estação do ano, as temperaturas abaixo de 20°C e acima de 30°C reduziram a produtividade líquida em irradiâncias até 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Tsuchiya *et al.* (2012), utilizando diferentes metodologias (ex. oxigênio dissolvido e fluorescência da clorofila-*a* do fotossistema II), estudaram cinco espécies de *Sargassum* expostas a temperaturas entre 10 e 36°C. Neste estudo, os maiores valores da taxa fotossintética ocorreram entre as temperaturas de 20 e 24°C para todas as espécies, não ocorrendo diferenças entre 16 e 28°C em espécies temperadas e entre 16 e 24°C em espécies subtropicais. Os maiores valores de transporte relativo de elétrons foi obtido entre 28 e 30°C, decrescendo em temperaturas a partir de 32°C. De uma forma geral, intensidades de luz iguais ou maiores que 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e temperaturas acima de 30°C interferiram negativamente na atividade fotossintética de todas as espécies de *Sargassum* estudadas, não existindo trabalhos que mostrem como estes processos ocorrem em *S. vulgare* nos costões rochosos do sudeste do Brasil.

Pensando nisso, este trabalho teve como objetivos: (1) avaliar, *in situ*, o rendimento fotossintético durante o ciclo diurno de *S. vulgare* recrutado a quatro metros

de profundidade; (2) avaliar, *in situ*, o rendimento fotossintético durante o ciclo circadiano de *S. vulgare* transplantado ao longo de um gradiente térmico, a dois metros de profundidade e durante quatro dias e (3) estimar, *in situ*, o efeito da temperatura sobre a atividade fotossintética e respiratória de *S. vulgare* através da determinação da produção e do consumo de oxigênio.

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Saco Piraquara de Fora, área sobre influência da descarga da água do mar aquecida pelo resfriamento das turbinas da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA), na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fig.1). Esta descarga forma uma pluma térmica estabelecida até os 2 metros de profundidade, podendo gerar o aumento de até 6°C na temperatura da água, podendo atingir 35°C, especialmente no verão e/ou quando as duas unidades, Angra 1 e Angra 2, encontram-se operando. Esta temperatura representa o pior dos cenários relacionados ao aquecimento do Atlântico previsto para 2100 (Burrows *et al* 2011).

O costão rochoso da Ponta do Arame (23°00'49,76''S e 44°26'37,7''O) está sujeito à pluma térmica da CNAAA. Este costão rochoso extenso é formado por matacões que possuem tamanho variando de 30 centímetros a 1 metro (Texeira *et al.* 2012), atingindo a maior profundidade na interface com o fundo não consolidado, a cerca de 6 m. (Fig.2).

Na Ponta do Arame, *S. vulgare* não ocorre na comunidade madura estabelecida até os 2 metros de profundidade (Mariath, cap.1 e 2). Todavia, a 4 metros de profundidade, fora da pluma térmica, ele é abundante ao longo do ano, sendo dominante no verão, outono (Mariath, cap.1) e em estágios avançados da sucessão (Mariath, cap. 2). Devido a isto, o ciclo diurno de *S. vulgare* foi analisado em espécimes que estavam

colonizando o costão rochoso da Ponta do Arame a 4 metros de profundidade.

Os espécimes de *S. vulgare* utilizados no estudo do ciclo circadiano e na produção e consumo de oxigênio foram coletados no costão rochoso da Ilha Sabacu (23°00'25,51''S e 44°23'3,58''O) a 2 metros de profundidade sobre matacões com 30 centímetros de comprimento. Esta ilha se encontra fora da área de influência da descarga da água do mar aquecida pela CNAAA (Fig. 2). Seu costão é extenso e formado por matacões que possuem o tamanho variando de 30 centímetros a 1 metro, atingindo a maior profundidade na interface com o fundo não consolidado a cerca de 6m de profundidade.

O gradiente de temperatura gerado pelo distanciamento do ponto de descarga da água do mar aquecida pela CNAAA (Mayer-Pinto *et al.* 2012) foi obtido em três locais, distanciados 200 (23°00'47,47''S e 44°26'40,92''O), 500 (23°00'53,51''S e 44°26'34,03''O) e 1200 metros (23°01'13,57''S e 44°26'24,03''O) (Fig.3). Os três pontos escolhidos possuem o fundo não consolidado arenoso, com 2 metros de profundidade, estando abrigados das ondulações dos quadrantes sul e norte, tendo pouca exposição ao batimento de ondas.

O ponto localizado a 1200 metros da descarga da água do mar aquecida e a Ilha Sabacu estão inseridos na área da Estação Ecológica de Tamoios, instituída pelo Decreto nº 98.864, de 23 de janeiro de 1990.

Materiais e Métodos

1. Coleta de *S. vulgare*

Com o propósito de acompanhar o rendimento fotoquímico de *S. vulgare* durante diferentes horários do dia, espécimes adultos foram coletados a quatro metros de profundidade através de mergulho autônomo na localidade designada Ponta do Arame

(23°00'49,76''S e 44°26'37,7''O). As amostras foram armazenadas em sacolas plásticas e conduzidas até o costão rochoso em cinco tempos diferentes, onde foram realizadas as medidas de fluorescência da clorofila *a* às 10:00, 12:00, 14:00, 16:00 e 18:00 horas do dia 14/11/2012.

Para acompanhar durante quatro dias o rendimento fotoquímico de *S. vulgare* submetido a diferentes temperaturas, pedras colonizadas por diferentes espécimes adultos foram coletadas a 2 metros de profundidade através de mergulho autônomo na Ilha Sabacu (23°00'25,51''S e 44°23'3,58''O). Estas amostras foram transportadas de barco, em tanques com água do mar cobertos por sacos plásticos pretos, e colocados na Marina Piraquara (23°01'10.06''S e 44°26'25.70''O) a 2 metros de profundidade durante uma noite. No dia seguinte, as amostras foram transferidas para três diferentes locais, distanciados 200, 500 e 1200 metros a partir da saída da água do mar aquecida pela CNAAA (Fig. 3), o que gera gradiente térmico com temperaturas entre 27 e 35°C pelo distanciamento do ponto de descarga da água do mar (Mayer-Pinto *et al.* 2012).

2. Determinação do rendimento fotoquímico do fotossistema II de *S. vulgare* através de medidas da fluorescência da clorofila-*a*

A eficiência fotossintética de *S. vulgare* foi avaliada por meio da fluorimetria de pulso-amplitude modulada. Utilizou-se um fluorímetro subaquático (Diving-PAM, Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha) acoplado a um diodo emissor de luz (LED, com pico de emissão em 470nm) e uma sonda de fibra óptica de 8mm, posicionada a uma distância de 10mm dos filóides jovens.

Para analisar o ciclo diurno de *S. vulgare*, imediatamente após cada coleta, a fluorescência estacionária (F) foi estimada a partir do sinal obtido sob à luz modulada do fluorímetro (luz pulsada com intensidade menor que 1µmol fótons/m⁻²/s⁻¹) e a

fluorescência máxima da amostra aclimatada à luz (F_m') foi determinada utilizando-se um pulso de luz saturante de curta duração (600 msec.). O rendimento quântico efetivo foi calculado pela fórmula $(F_m' - F)/F_m'$, ou seja, $\Delta F/F_m'$. Posteriormente, as amostras foram aclimatadas ao escuro por 30 minutos (Figueroa *et al.* 2003), para a obtenção do rendimento fotossintético máximo ou potencial. A fluorescência intrínseca da amostra adaptada ao escuro (F_o), resultante do sinal emitido quando os centros de reação do fotossistema II encontram-se “abertos”, foi determinada a partir do sinal obtido sob a luz modulada do fluorímetro (luz pulsada com intensidade menor que $1\mu\text{mol f\u00f3tons/m}^{-2}/\text{s}^{-1}$). O valor da fluorescência máxima (F_m) foi medido na presença de um pulso de luz saturante (600 ms, $\sim 6000\mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2}\text{ s}^{-1}$), ou seja, quando o centro de reação do fotossistema II encontravam-se “fechados” (Schreiber *et al.* 1995). A fluorescência vari\u00e1vel (F_v) foi obtida a partir da diferen\u00e7a entre F_m e F_o ($F_m - F_o$) e o rendimento fotossint\u00e9tico m\u00e1ximo calculado pela rela\u00e7\u00e3o F_v/F_m (Fig. 4).

Para analisar o ciclo circadiano de *S. vulgare* ao longo de quatro dias, os rendimentos qu\u00e2nticos efetivos ($\Delta F/F_m'$) foram medidos quatro vezes durante o dia (entre 9:50 e 10:15, 11:30 e 12:35, 13:54 e 14:10, 16:22 e 16:52 horas) e o rendimento qu\u00e2ntico m\u00e1ximo do PSII (F_v/F_m) uma vez durante a noite (entre 20:00 e 21:00 horas) (n=8) (Fig. 5).

As medidas de fluoresc\u00eancia foram obtidas com o fluor\u00edmetro ajustado com a seguinte configura\u00e7\u00e3o: intensidade efetiva da luz medida (MI) igual a 3, intensidade do pulso de satura\u00e7\u00e3o (SI) igual a 8, dura\u00e7\u00e3o do pulso de satura\u00e7\u00e3o (SW) igual a 600ms, o ganho (G) igual a 2 e o amortecimento (D) igual a 1.

3. Transporte de el\u00e9trons atrav\u00e9s do fotossistema II

O transporte de elétrons (ETR) através do fotossistema II pode ser obtido utilizando a equação proposta por Genty *et al.* (1989):

$$\text{ETR} = \Delta F/F_m' \times \text{PAR} \times A \times F_{II}$$

onde $\Delta F/F_m'$ é o rendimento quântico operacional, PAR é o valor da radiação fotossinteticamente ativa, A é o valor da absorbtância e F_{II} é a fração de clorofila-*a* que está associado ao centro de captação de luz (LHCII) do PSII. Na medida em que não foram realizadas as medidas da absorbtância nem determinada a proporção entre o PSII e PSI, calculou-se o transporte relativo de elétrons através do PSII como:

$$r\text{ETR} = \Delta F/F_m' \times \text{PAR}$$

4. Rendimentos quânticos complementares

O destino da utilização da energia de excitação absorvida pelo PS-II entre o processo fotoquímico e o de dissipação não fotoquímica (ϕ_{perdas}) pode ser acompanhado através da determinação dos rendimentos quânticos complementares: eficiência fotoquímica (ϕ_{II}), a eficiência da dissipação não fotoquímica através de mecanismos regulatórios de fotoproteção (ϕ_{NPQ}) e a eficiência da dissipação não fotoquímica através de processos constitutivos de perdas (ϕ_{NO}) (Klughammer & Schreiber 2008). Estes parâmetros podem ser obtidos a partir da determinação dos valores de fluorescência estacionária na presença de luz (F), e da fluorescência máxima obtida após exposição a um pulso de luz saturante da amostra que se encontrava na ausência (F_m) ou na presença de luz (F_m'). Desta forma, os rendimentos quânticos da distribuição de energia do PS-II podem ser calculados:

$$\phi_{II} = (F_m' - F) / F_m'$$

$$\phi_{NO} = F_0 / F_m$$

$$\phi_{NPQ} = (F_0 / F_m') - (F_0 / F_m)$$

$$\phi_{II} + \phi_{NO} + \phi_{NPQ} = 1$$

5. Curvas rápidas de luz

Foram construídas Curvas Rápidas de Luz mediante a exposição das amostras a oito intensidades distintas de luz (7, 24, 72, 109, 159, 217, 314 e 467 $\mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) durante 10 segundos em cada n\u00edvel de irradi\u00e2ncia para a determina\u00e7\u00e3o da fluoresc\u00eancia estacion\u00e1ria (F) correspondente. Ap\u00f3s a exposi\u00e7\u00e3o a cada um deste n\u00edveis, seguiu-se um pulso de luz saturante ($\sim 6000 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$), com dura\u00e7\u00e3o de 0,6 segundos, para a determina\u00e7\u00e3o da fluoresc\u00eancia m\u00e1xima na presen\u00e7a de luz (Fm'). A ilumina\u00e7\u00e3o das amostras e a emiss\u00e3o de fluoresc\u00eancia foram conduzidas atrav\u00e9s de um cabo de fibras \u00f3pticas e as curvas de luz foram obtidas utilizando-se o “software” WinControl-3 (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha). Este “software” possibilitou, a partir das curvas r\u00e1pidas de luz, a obten\u00e7\u00e3o dos par\u00e2metros correspondentes \u00e0 efici\u00eancia fotossint\u00e9tica (α , inclina\u00e7\u00e3o inicial de cada curva), capacidade fotossint\u00e9tica m\u00e1xima ($rETR_{m\u00e1x}$) e o valor de irradi\u00e2ncia m\u00ednima de satura\u00e7\u00e3o da atividade fotossint\u00e9tica (E_k) (Fig.6).

6. Determina\u00e7\u00e3o, *in situ*, da produ\u00e7\u00e3o e do consumo de oxig\u00eanio

Para determinar o efeito de diferentes temperaturas sobre a atividade fotossint\u00e9tica e respirat\u00f3ria de *S. vulgare*, ramos jovens foram incubados em frascos de DBO (300 mL) no claro e no escuro (n=5). A \u00e1gua do mar utilizada nos experimentos foi coletada na Ilha Sabacu e filtrada em poros com 45 μm de tamanho (Millipore). Canos de PVC com 1 metro de comprimento foram utilizados como suportes para a ancoragem dos frascos de DBO. Estes m\u00f3dulos experimentais estavam presos a um lastro e a uma boia por uma corda, mantendo a profundidade de incuba\u00e7\u00e3o em 2 metros

(Fig. 7).

O oxigênio dissolvido foi fixado após 1 hora e 30 minutos de incubação em solução de cloreto de manganês e solução alcalina de iodeto, sendo mantidas refrigeradas no escuro. No laboratório, 24 horas após a fixação no campo, foi adicionado 80µl de ácido sulfúrico. As medidas de absorvância foram realizadas no espectrofotômetro a 466nm. Para a preparação da reta de calibração ($R^2=0,9972$), foram utilizando seis balões volumétricos de 50 mL, adicionando 0,3 mL de ácido sulfúrico 10 M, 0,3 mL solução de cloreto de manganês e 0,3 mL solução alcalina de iodeto. Posteriormente, foi adicionada a solução de calibração KIO_3 : 0,01M e o volume foi aferido a 50 mL com água miliQ. Os balões foram envolvidos em papel alumínio e guardados no escuro.

As amostras de cada tratamento foram identificadas e colocadas na estufa a 60°C até estabilizarem os valores de peso seco. A fotossíntese líquida e a respiração foram obtidas medindo o oxigênio dissolvido com o método de Winkler (adaptado) (Labasque *et al.* 2004). Os resultados foram expressos em miligramas de O_2 pelo peso seco em gramas e pelo tempo de incubação medido em horas.

7. Fatores abióticos

7.1 Densidade do fluxo de fótons da radiação fotossinteticamente ativa (PAR)

Durante o ciclo diurno de *S. vulgare*, a densidade do fluxo de fótons foi estimada ao nível do mar no dia 14/11/2012 e medida por meio de um sensor quântico LI-190SA (Li-Cor Inc., USA) acoplado a um integrador radiométrico LI-250A (Li-Cor Inc., USA). As medidas da densidade do fluxo de fótons foram obtidas entre 10:00 horas da manhã e 18:18 horas da tarde.

Durante o ciclo circadiano e da produção e respiração de oxigênio de *S. vulgare*, os valores da radiação fotossinteticamente ativa foram medidos a 2 metros de profundidade a cada 10 minutos por um Odyssey PAR logger (Odyssey, Christchurch, New Zealand).

7.2 Temperatura

A temperatura da água do mar foi medida a cada 10 minutos por um Hobo Pendant temperature logger (Onset, Cape Cod, USA). Ambos os sensores foram presos a lastros e mantidos próximos às pedras transplantadas (Fig.4).

7.3 Salinidade e pH

Durante o ciclo diurno de *S. vulgare*, a salinidade da água do mar foi medida às 10:00, 12:00, 14:00, 16:00 e 18:00 horas, com um refratômetro portátil Biobrix modelo 21. Não foram feitas medidas de pH e nutrientes neste experimento.

Durante o ciclo circadiano e da produção e respiração de oxigênio para a obtenção das medidas de salinidade, pH e nutrientes, a água do mar foi coletada em um frasco âmbar, na profundidade dos transplantes, junto às algas. No barco de apoio foram feitas as leituras de salinidade da água do mar com um refratômetro portátil Biobrix modelo 21 e do pH com um Instrutherm pH-1900 e eletrodo combinado universal PEQ-1147.

8. Análise dos dados

Os dados foram ilustrados através de gráficos e testados estatisticamente para verificar as diferenças. Assumindo a normalidade e com a homogeneidade das variâncias testada através do Teste de Conchran, foram realizadas análises entre as

variâncias (ANOVA) com um e dois fatores (tratamento e tempo). O Teste de Tukey foi utilizado para identificar aonde ocorreram diferenças significativas entre as médias.

Resultados

Análise do rendimento fotoquímico durante o ciclo diurno de *S. vulgare* (Fig. 08A, B)

Foi obtida uma interação significativa entre os tratamentos e os tempos ($p < 0,001$) (Tab. 1), aonde os valores do rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m'$) e do rendimento fotossintético potencial (F_v/F_m) dependeram do horário do dia em que foram feitas as medidas. As medidas de ambos os rendimentos feitas às 12:00 horas foram as menores ao longo do ciclo diurno de *S. vulgare* (ANOVA $F=9,48$, $p < 0,001$, $F=4,10$, $p=0,01$, respectivamente). O rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m'$) apresentado por *S. vulgare* foi essencialmente igual ao obtido após adaptação ao escuro (F_v/F_m), exceto para as medidas realizadas às 12:00 horas que foi o horário do dia com maior luminosidade, onde o rendimento quântico efetivo correspondia a 51% do rendimento fotossintético potencial. A determinação dos rendimentos quânticos complementares mostrou que às 12:00 horas 38% da energia absorvida pelo PS-II foi utilizada para a realização de fotoquímica, enquanto 33% da energia foi dissipada de forma programada como calor (NPQ) e 29% da energia foi dissipada como calor e fluorescência não programados (NO).

Avaliação da capacidade fotossintética de *S. vulgare* através de curvas rápidas de luz (Fig 9)

Com o propósito de conhecer a resposta fotossintética de *S. vulgare* a rápidas variações da intensidade luminosa, as amostras coletadas nos diferentes horários do dia

foram utilizadas para a construção das Curvas Rápidas de Luz logo após a determinação do rendimento quântico operacional. A figura 9 evidencia que as amostras coletadas às 10:00, 14:00, 16:00 e 18:00 apresentaram essencialmente a mesma eficiência fotossintética (α) que foi maior do que o obtido às 12:00 horas que foi o horário do dia de maior incidência luminosa. Pode-se observar na Tabela 2 que a redução da eficiência fotossintética resultou no maior valor da irradiância mínima de saturação da atividade fotossintética (E_k). Independentemente do horário do dia em que foi feita a análise, a exposição de *S. vulgare* a irradiâncias excessivas resultou na diminuição da atividade fotossintética, provavelmente devido ao desenvolvimento de um mecanismo de fotoproteção, a fotoinibição dinâmica, que resultou no fenômeno denominado “down regulation”.

Análise do rendimento fotoquímico durante o ciclo circadiano de *S. vulgare* (Fig.10A, B)

Na Ilha Sabacu, local onde foram coletadas as pedras colonizadas por *S. vulgare*, a salinidade da água do mar estava em 33ppm e o pH 8,00. Nos diferentes locais de transplante (200, 500 e 1200 metros da descarga da água do mar aquecida) a salinidade da água do mar era de 35ppm e o pH 7,95.

A figuras 10A mostra a variação entre o rendimento quântico e a densidade do fluxo de fótons durante quatro dias, evidenciando-se uma flutuação inversa entre o rendimento quântico e a densidade do fluxo de fótons. Enquanto os rendimentos quânticos operacionais e máximos de *S. vulgare* foram essencialmente iguais nos locais situados a 500 e 1200 metros da descarga da água aquecida pela CNAAA, estes parâmetros fotossintéticos foram menores a 200 metros, onde a temperatura foi superior a 30°C, independentemente do tempo ($p=0,005$) (Tab. 3), O rendimento fotossintético

de *S. vulgare* variou significativamente entre os tempos, independente da temperatura ($p < 0,001$) (Tab. 3), sendo sempre menor no meio da manhã e ao meio dia que no final da tarde e de noite.

Nos três primeiros dias de transplante, os valores de rendimento quântico operacional ($\Delta F/F_m'$) foram sempre menores nos horários de maior incidência luminosa. Todavia, o quarto dia de transplante estava nublado e os valores de radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foram sempre menores que $200 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}^{-1}$. Nestas condições, não houve redução do rendimento quântico operacional, ou seja, o sistema não apresentou fotoinibição dinâmica.

Na medida em que a taxa relativa de transporte de elétrons (rETR) depende do rendimento quântico operacional e da disponibilidade de luz, os valores de rETR obtidos a 500 e a 1200 metros da descarga da água do mar aquecida foram essencialmente iguais por apresentarem o mesmo rendimento quântico operacional. Em contraste, os menores valores de rendimento quântico operacional foram obtidos a 200 metros da descarga de água do mar aquecida, resultando em menores valores de rETR (Fig. 11).

Primeiro dia de transplante

No primeiro dia de transplante foram obtidos os menores valores médios de rendimento quântico operacional ($\Delta F/F_m'$) em todos os locais.

Entre 09h50min e 10h15min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 21,6%, 28,1% e 40% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 11h30min e 12h25min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 37,9%, 28,2% e 38% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 13h54min e 14h10min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 49,7%, 51,8% e 55,4% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 16h22min e 16h52min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 61,7%, 86% e 88,4% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

O rendimento quântico máximo obtido a 200 metros da descarga de água quente foi igual a $0,46 \pm 0,11$ enquanto os obtidos a 500 e 1200 metros corresponderam a $0,66 \pm 0,03$ e $0,70 \pm 0,03$, respectivamente (ANOVA $F= 9,49$, $p < 0,001$).

Segundo dia de transplante

No segundo dia de transplante os valores médios de rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m$) aumentaram em todos os locais.

Entre 09h50min e 10h15min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 60,5%, 63,1% e 53,1% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 11h30min e 12h25min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 51,9%, 75,5% e 71,5% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 13h54min e 14h10min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 70,2%, 82,4% e 82,7% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 16h22min e 16h52min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 77,5%, 92,6% e 92,4% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

O rendimento quântico máximo obtido a 200 metros da descarga de água quente foi igual a $0,58\pm 0,05$ enquanto os obtidos a 500 e 1200 metros corresponderam a $0,7\pm 0,03$ e a $0,69\pm 0,02$, respectivamente (ANOVA $F= 5,5$, $p<0,001$).

Terceiro dia de transplante

No terceiro dia de transplante os valores médios de rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m$) permaneceram próximos aos encontrados no segundo dia de transplante em todos os locais.

Entre 09h50min e 10h15min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 39,4%, 57,9% e 66,1% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 11h30min e 12h25min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 47,5%, 77,4% e 66,8% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 13h54min e 14h10min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 61,3%, 87,5% e 87,2% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 16h22min e 16h52min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 68,9%, 92,9% e 91,4% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

O rendimento quântico máximo obtido a 200 metros da descarga de água quente foi igual a $0,56\pm 0,06$ enquanto os obtidos a 500 e 1200 metros corresponderam a $0,69\pm 0,03$ e $0,71\pm 0,03$, respectivamente (ANOVA $F= 6,87$, $p<0,001$).

Quarto dia de transplante

No quarto dia de transplante foram obtidos os maiores valores médios de rendimento quântico operacional ($\Delta F/F_m'$) e de rendimento quântico máximo (F_v/F_m) em todos os locais.

Entre 09h50min e 10h15min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 72,7%, 94,9% e 99% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 11h30min e 12h25min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 75,2%, 93,4% e 96,1% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

Entre 13h54min e 14h10min da manhã, o rendimento quântico efetivo estava a 69,9%, 97,9% e 97,5% do rendimento quântico máximo a 200, 500 e 1200 metros da descarga de água quente, respectivamente.

O rendimento quântico máximo obtido a 200 metros da descarga de água quente foi igual a $0,64 \pm 0,02$ enquanto os obtidos a 500 e 1200 metros corresponderam a $0,73 \pm 0,02$ e $0,73 \pm 0,02$, respectivamente (ANOVA $F= 7,69$, $p < 0,001$).

Determinação, *in situ*, da produção e do consumo de oxigênio (Fig. 12A, B)

Com o propósito de avaliar a influência da temperatura sobre os principais processos de interconversão de energia, fotossíntese e respiração, determinou-se a produção e o consumo de oxigênio das plantas incubadas a dois metros de profundidade nos diferentes locais de transplante (200, 500 e 1200 metros da descarga de água do mar aquecida). A figura 12B mostra que a atividade fotossintética foi menor quando *S. vulgare* permaneceu em temperaturas superiores a 30°C ($F= 6,34$, $p=0,01$), enquanto que a respiração não foi afetada pela temperatura nos diferentes tratamentos.

A salinidade da água do mar utilizada nas incubações era de 33ppm e o valor do pH 8,00. Os transplantes distanciados a 200 metros da descarga da água do mar aquecida pela CNAAA apresentaram a temperatura média de 31°C, já os pontos distanciados 500 e 1200 metros apresentaram temperatura média de 29°C ao longo das incubações (Fig. 12A).

Discussão

A elevação na temperatura da água do mar pode ser um dos principais fatores responsáveis pelas recentes alterações na ocorrência e distribuição de diferentes espécies de *Sargassum* (Tanaka *et al.* 2012, Komatsu *et al.* 2014). Sendo assim, aumenta a demanda por estudos que possam demonstrar os limites fisiológicos de *Sargassum* em costões rochosos do sudeste do Brasil para que estratégias de conservação possam ser desenvolvidas.

Neste estudo, independentemente da temperatura, detectamos a ocorrência de fotoinibição dinâmica em *S. vulgare* recrutado a dois e quatro metros de profundidade, quando os menores valores de rendimento quântico operacional foram obtidos nos horários de maior irradiância. A quatro metros de profundidade *S. vulgare* apresentou fotoinibição dinâmica e crônica diagnosticadas através das medidas rendimento quântico operacional ($\Delta F/F_m'$) e máximo (F_v/F_m), respectivamente, realizadas às 12:00 horas, que foi o horário do dia de maior irradiância. Nesta situação, 62% da energia de excitação do PS-II foram dissipadas pelas vias não fotoquímicas, na forma de calor ou de fluorescência. Todavia, as medidas realizadas às 14:00 horas mostraram uma recuperação tanto do rendimento quântico máximo quanto do operacional, provavelmente em decorrência da redução da incidência de luz entre 12 e 14h associada a uma atenuação da irradiância total e da qualidade da luz, a quatro metros de

profundidade em virtude da variação da maré. Durante este intervalo de tempo observou-se um aumento de, aproximadamente, 0,6 metros na coluna d'água, visto que esta se encontrava em seu nível mais baixo (0.3) às 11:15 horas e em seu nível mais alto (1.1) às 14:53 (Diretoria de Hidrografia e Navegação - DHN). Esta interpretação encontra-se de acordo com o estudo realizado no litoral sul da China por Hanelt (1992), que sugeriu uma atenuação ou acentuação do efeito da luz sobre o rendimento quântico máximo de *S. vulgare* em função do nível da maré. Em consonância, Figueroa *et al.* (2009) mostraram que a irradiância total e a qualidade da luz apresentam uma forte variação ao longo do dia, sendo atenuadas pelas propriedades da coluna d'água. Cabe ressaltar que em estudos anteriores realizados com *Sargassum* observou-se que a recuperação do rendimento quântico máximo (Fv/Fm) ocorreu mais lentamente do que o verificado no presente estudo, entre 4 e 6 horas após o fotodano (Häder *et al.* 1998, Häder *et al.* 2001, Yu *et al.* 2013).

A dois metros de profundidade, o ciclo circadiano de *S. vulgare* foi caracterizando pela ocorrência de fotoinibição dinâmica, independentemente da temperatura da água do mar, embora a atividade fotossintética não tenha sido alterada quando a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foi inferior a $200\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Por outro lado, houve uma redução do rendimento quântico de *S. vulgare* quando a temperatura da água do mar foi superior a 30°C. Desde 1998 tem sido sugerido que a fotoinibição dinâmica se constitua numa estratégia de fotoproteção presente nos diferentes Filos de macroalgas (Häder *et al.* 1998). Além disso, tem sido demonstrado que *S. vulgare* pode se aclimatar ao longo do tempo (ex. após 5 dias) a diferentes qualidades de luz (PAR e PAB = UVA + UVB + PAR) (Figueroa *et al.* 2009). A fotoinibição dinâmica também foi evidenciada no Japão ao longo do ciclo diurno de *Sargassum thunbergii* (Mertens ex Roth) Kuntze em dias de sol pleno, não ocorrendo

nos dias chuvosos, aonde os valores de PAR foram menores que $300\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Gao & Umezaki 1989b) A alta plasticidade fotossintética de *Sargassum* como resposta imediata a mudança na quantidade e qualidade da luz talvez possa explicar a sua sobrevivência em ambientes com uma alta variação na luz em habitats intertidais (Li *et al.* 2014).

As medidas da concentração de oxigênio dissolvido foram historicamente utilizadas para avaliar o estado fisiológico de organismos autotróficos. O Método de Winkler (Winkler 1888) é considerado o método mais acurado para medidas de oxigênio dissolvido na água, sendo utilizado na calibração de oxímetros digitais (Reinthal *et al.* 2006). Neste estudo, independentemente do método utilizado, *S. vulgare* foi menos produtivo em temperaturas acima 30°C . Estes resultados sugerem que o metabolismo fotossintético de *S. vulgare* deve ser danificado, visto que na ausência de luz, não houve alteração no consumo de oxigênio nas temperaturas entre 28 e 32°C . No Japão, Gao (1990) utilizando medidas de oxigênio dissolvido demonstrou que temperaturas abaixo de 25°C e superiores a 30°C reduzem a produtividade líquida relativa de *Sargassum horneri* (Turner) C.Agardh e que temperaturas acima de 30°C aumentam a respiração nos meses do ano de maior produtividade. O aumento na respiração em temperaturas a partir de 30°C também foi demonstrada por Tsuchiya *et al.* (2012). Estudos feitos com diferentes espécies de *Sargassum* em ambientes temperados e subtropicais demonstraram que temperaturas acima de 30°C interferem negativamente na atividade fotossintética destas algas (Murakami *et al.* 2004, Tsuchiya *et al.* 2012). Neste estudo, *S. vulgare* apresentou o mesmo padrão de resposta ao estresse térmico que foi observado por Murakami *et al.* (2004) e Tsuchiya *et al.* (2012), sugerindo que o ponto de compensação em espécimes de *Sargassum* tropicais, subtropicais e temperadas está a 30°C .

Estes resultados são de grande relevância já que a central nuclear Angra 3 está em fase final de construção e que o descarte da água do mar aquecida pelos condensadores será feito juntamente ao das usinas Angra 1 e 2. A possível elevação na temperatura da água do mar poderá excluir *S. vulgare* dos ambientes aonde a temperatura for superior a 30°C. Num planeta em constante mudança e com previsões de aquecimento, devido a maior frequência e intensidade das ondas de calor, é possível que ocorram alterações na distribuição e até na ocorrência de *S. vulgare* nos costões rochosos do Sudeste do Brasil tendo em vista a necessidade destes seres vivos de manterem os seus nichos térmicos.

Conclusão

Independente do método utilizado, temperaturas superiores a 30°C reduzem a produtividade de indivíduos adultos de *S. vulgare*. A utilização da fluorescência da clorofila permitiu o acompanhamento em tempo real dos ajustes da atividade fotossintética realizados por *S. vulgare* em resposta às flutuações diurnas da radiação fotossinteticamente ativa disponível. Apesar da ocorrência da fotoinibição dinâmica como elemento de proteção do aparato fotossintético ao excesso de energia de excitação, temperaturas superiores a 30°C parecem constituir o fator negativo predominante responsável pela diminuição da atividade fotossintética desta macroalga.

Referências bibliográficas

- Amado Filho G.M., Barreto M.B.B.B., Marins B.V., Felix C. & Reis R.P. 2003. Estrutura das comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 26(3): 329-342.
- Bates A.E., Pecl G.T., Frusher S., Hobday A.J., Wernberg T., Smale D.A., Sunday J.M., Hill N.A., Dulvy N.K., Colwell R.K., Holbrook N.J., Fulton E.A., Slawinsky D., Feng M., Edgar G.J., Radford B.T., Thompson P.A. & Watson R.A. 2014. Defining and observing stages of climate-mediated range shifts in marine systems. *Global Environmental Change* 26: 27-38.
- Burrows M.T., Schoeman D.S., Buckley L.B., Moore P., Polanczanska E.S., Brander K.M., Brown C., Bruno J.F., Duarte C.M., Halpern B.S., Holding J., Kappel C.V., Kiessling W., O'Connor M.I., Pandolf J.M., Parmesan C., Schwing F.B., Sydeman W.J. & Richardson A.J., 2011. The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science* 334: 652-655.
- Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/50170Nov2012.htm>
- Easterling, D.R., Meehl, G.A., Parmesan, C., Changnon, S.A., Karl, T.R., Mearns, L.O., 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* 289: 2068–2074.
- Eston V.R. & Bussab W. 1990. An experimental analysis of ecological dominance in a rocky subtidal macroalgal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 136: 170-195.
- Figuerola FL, Conde-Álvarez R. & Gómez I. 2003. Relations between electron transport rates determined by pulse amplitude modulated chlorophyll fluorescence and oxygen evolution in macroalgae under different light conditions. *Photosyn Research* 75:259–275.
- Figuerola F.L., Martínez B., Israel A., Neori A., Malta Erik-jan, Jr. P.A., Inken S., Marquardt R., Rachamim T., Arazi U., Frenk S. & Korbee N. 2009. Acclimation of Red Sea macroalgae to solar radiation: photosynthesis and thallus absorptance. *Aquatic Biology* 7: 159–172.
- Gao K. 1990. Seasonal variation of photosynthetic capacity in *Sargassum thunbergii*. *Japanese Journal of Phycology* 38: 25-33.

- Gao K. 1991. Comparative photosynthetic capacities of different parts of *Sargassum horneri* (Phaeophyta). *Japanese Journal of Phycology* 39: 245-252.
- Gao K. & Umezaki I. 1989a. Comparative studies of photosynthesis in different parts of *Sargassum thunbergii*. *Japanese Journal of Phycology* 37: 7-16.
- Gao K. & Umezaki I. 1989b. Studies on diurnal photosynthetic performance of *Sargassum thunbergii* I. Change in photosynthesis under natural sunlight. *Japanese Journal of Phycology* 37: 89-98.
- Gao K. & Umezaki I. 1989c. Studies on diurnal photosynthetic performance of *Sargassum thunbergii* II. Explanation of diurnal photosynthetic patterns from examinations in the laboratory. *Japanese Journal of Phycology* 37: 99-104.
- Genty B., Briantais J.M. & Baker N.R. 1989. The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochimica et Biophysica Acta* 990: 87-92.
- Grzyski J., Johnsen G. & Sakshaug E. 1997. The significance of intracellular self-shading on the bio-optical properties of brown, red and green macroalgae. *Journal of Phycology* 33:408-414.
- Häder Donat-P., Lebert M., Figueroa F.L., Jiménez C., Viñebla B. & Perez-Rodriguez E. 1998. Photoinhibition in Mediterranean macroalgae by solar radiation measured on site by PAM fluorescence. *Aquatic Botany* 61: 225-236.
- Häder Donat-P., Porst M. & Lebert M. 2001. Photosynthetic performance of the Atlantic brown macroalgae, *Cystoseira abies-marina*, *Dictyota dichotoma* and *Sargassum vulgare*, measured in Gran Canaria on site. *Environmental and Experimental Botany* 45: 21-32.
- Hanelt D. 1992. Photoinhibition of photosynthesis in marine macrophytes of the South China Sea. *Marine Ecology Progress Series* 82:199-206.
- Hanelt D. 1998. Capacity of dynamic photoinhibition in Arctic macroalgae is related to their depth distribution. *Marine Biology* 131: 361-369.
- Hickling R., Roy D.B., Hill J.K. Fox R. & Thomas C.D. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12(3): 450-455. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x
- Klughammer C. & Schreiber U. 2008. Complementary PS II quantum yields calculated from simple fluorescence parameters measured by PAM fluorometry and the Saturation Pulse method. *PAM Application Notes* 1: 27-35.

- Komatsu T., Fukuda M., Mikami A., Mizuno S., Kantachumpoo A., Tanoue H. & Kawamiya M. 2014. Possible change in distribution of seaweed, *Sargassum horneri*, in northeast Asia under A2 scenario of global warming and consequent effect on some fish. *Marine Pollution Bulletin* 85: 317-324.
- Kramer, D.M., Johnson, G., Kiirats, O., Edwards, G.E., 2004. New fluorescence parameters for the determination of QA redox state and excitation energy fluxes. *Photosynthesis Research* 79: 209-218.
- Labasque T., Chaumery C., Aminot A. & Kergoat G. 2004. Spectrophotometric Winkler determination of dissolved oxygen: re-examination of critical factors and reliability. *Marine Chemistry* 88: 53– 60.
- Li X.M., Zhang Q.S., Tang Y.Z., Yu Y.Q., Liu H.L. & Li L.X. 2014. Highly efficient photoprotective responses to high light stress in *Sargassum thunbergii* germlings, a representative brown macroalga of intertidal zone. *Journal of Sea Research* 85: 491–498.
- Mayer-Pinto M., Ignacio B.L., Széchy M.T.M., Viana M.S., Curbelo-Fernandez M.P., Lavrado H.P., Junqueira A.O.R., Vilanova E. & Silva S.H.G. 2012. How Much Is Too Little to Detect Impacts? A Case Study of a Nuclear Power Plant. *Plos One* 7 (10): 1-9.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J., Zhao, Z.C., 2007. Global climate projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (eds). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 749–846.
- Mikami A., Komatsu T., Aoki M. & Yokohama Y. 2006. Seasonal changes in growth and photosynthesis-light curves of *Sargassum horneri* (Fucales, Phaeophyta) in Oura Bay on the Pacific coast of central Honshu, Japan. *La mer* 44: 109-118.
- Murakami H., Serisawa Y., Kurashima A. & Yokohama Y. 2004. Photosynthetic performances of temperate *Sargassum* and Kelp species growing in the same habitat. *Algae* 19(3): 207-216.
- Nicholls, R.J., Wong P.P., Burkett V.R., Codignotto, J.O., Hay J.E., McLean R.F., Ragoonaden S. & Woodroffe C.D. 2007. Coastal systems and low-lying areas. In: Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J. and Hanson C.E.,

- (eds). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University Press, p. 315-356.
- Nitschke U., Connan S. & Stengel D.B. 2012. Chlorophyll a fluorescence responses of temperate Phaeophyceae under submersion and emersion regimes: a comparison of rapid and steady-state light curves. *Photosynth. Res.* 114:29–42.
- Paula E.J. & Oliveira Filho E.C. 1980. Aspectos ecológicos de duas populações de *Sargassum cymosum* (Phaeophyta – Fucales) do litoral de São Paulo, Brasil. *Bol. Botânica Univ. S. Paulo* 8:21-39.
- Pearson G.A., Lago-Leston A. & Mota C. 2009. Frayed at the edges: selective pressure and adaptive response to abiotic stressors are mismatched in low diversity edge populations. *Journal of Ecology* 97: 450–462. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01481.x
- Reinthal T., Bakker K., Manuels R., Ooijen Jv. & Henrdl G.J. 2006. Fully automated spectrophotometric approach to determine oxygen concentrations in seawater via continuous-flow analysis. *Limnology and Oceanography: Methods* 4: 358–366.
- Schofield O., Evens T.J. & Millie D.F. 1998. Photosystem II quantum yields and xanthophyll-cycle pigments of the macroalga *Sargassum Natans* (Phaeophyceae): Responses under natural sunlight. *Journal of Phycology* 34: 104–112.
- Somero G.N. 2010. The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine ‘winners’ and ‘losers’. *The Journal of Experimental Biology* 213: 912-920.
- Schreiber U, Endo T, Mi H, Asada K. 1995. Quenching analysis of chlorophyll fluorescence by the saturation pulse method: particular aspects relating to the study of eukaryotic algae and cyanobacteria. *Plant Cell Physiology* 36:873–882.
- Széchy M.T.M. & Paula E.J. 1997. Macroalgas epífitas em *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos Estados do Rio de Janeiro e de São Paulo, Brasil. *Leandra* 12: 1-10.
- Széchy M.T.M. & de Paula E.J. 2000. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23(2): 121-132.
- Tanaka K., Taino S., Haraguchi H., Prendergast G. & Hiraoka M. 2012. Warming off southwestern Japan linked to distributional shifts of subtidal canopy-forming seaweeds. *Ecology and Evolution* 2(11): 2854-2865.

- Teixeira T.P., Neves L.M. & Araújo F.C. 2012. Thermal impact of a nuclear power plant in a coastal area in Southeastern Brazil: effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. *Hydrobiologia* 684: 161-175.
- Tsuchiya Y., Nishihara G.N. & Terada R. 2012. Photosynthetic and temperature characteristics of five *Sargassum* species (Fucales), *S. piluliferum*, *S. patens*, *S. fusiforme*, *S. crispifolium* and *S. alternato-pinnatum* from Kagoshima, Japan, using dissolved oxygen sensor and pulse-amplitude-modulated (PAM) fluorometer. *Nippon Suisan Gakkaishi* 78(2): 189-197.
- Voerman S.E., Llera E. & Rico J.M. 2013. Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine Environmental Research* 90: 119-127.
- Walther, G. R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, Fromentin Jean-Marc, Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389–395.
- Yu Y.Q., Zhang Q.S., Tang Y.Z., Li X.M., Liu H.L. & Li L.X. 2013. Diurnal changes of photosynthetic quantum yield in the intertidal macroalga *Sargassum thunbergii* under simulated tidal emersion conditions. *Journal of Sea Research* 80: 50–57.



Figura 1. A circunferência em preto delimita a localização da área de estudo, na Baía da Ilha Grande, no município de Angra dos Reis, RJ (Fonte Gogle Earth).



Figura 2. Localização da área de estudo situada no município de Angra dos Reis -RJ. Onde, A- Pontado Arame e IS- Ilha Sabacu (Fonte Google Earth).

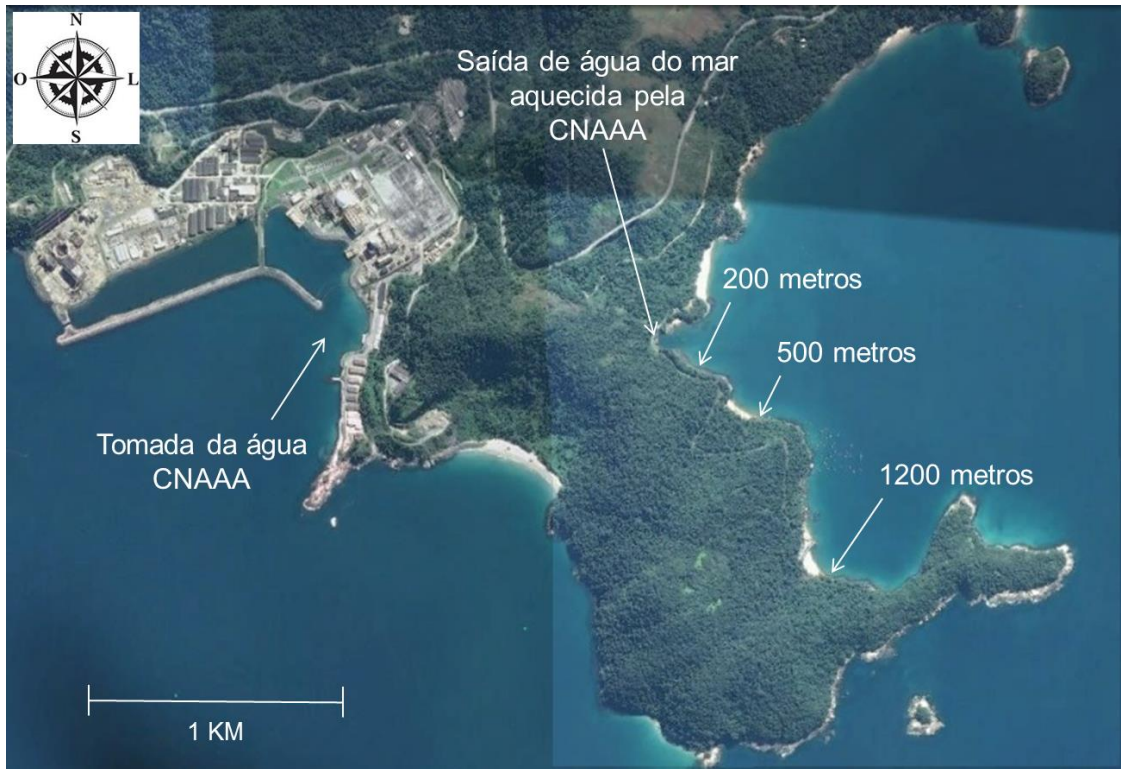


Figura 3. Localização dos pontos para onde foram transplantadas as pedras colonizadas por *S. vulgare*. As setas indicam os pontos distanciados 200, 500 e 1200 metros, respectivamente, da descarga da água do mar aquecida pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) (Fonte Google Earth).

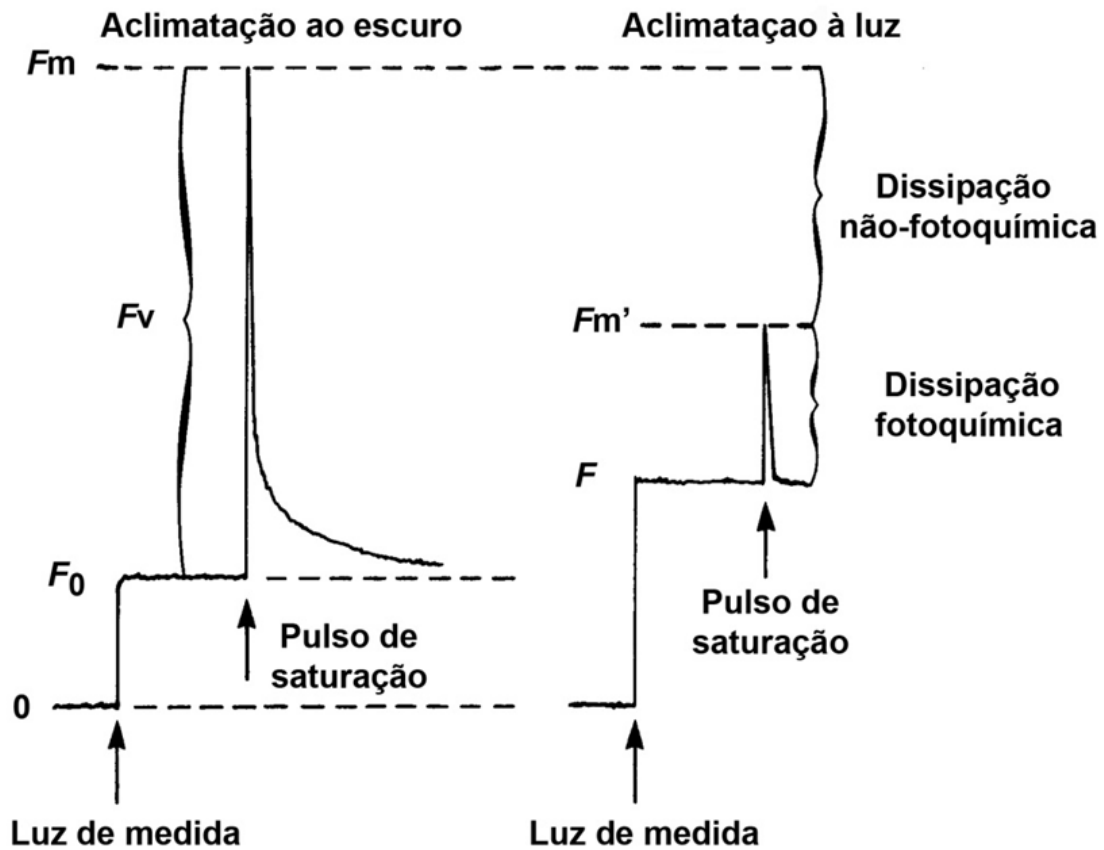


Figura 4. Princípio da análise de dissipação da fluorescência pelo método do pulso de saturação (F_0 = Fluorescência mínima; F_m = Fluorescência máxima; F_v = Fluorescência variável; F = Fluorescência estacionária; F_m' = Fluorescência máxima das amostras aclimatadas à luz) (adaptado de Heinz Walz GmbH 1998).

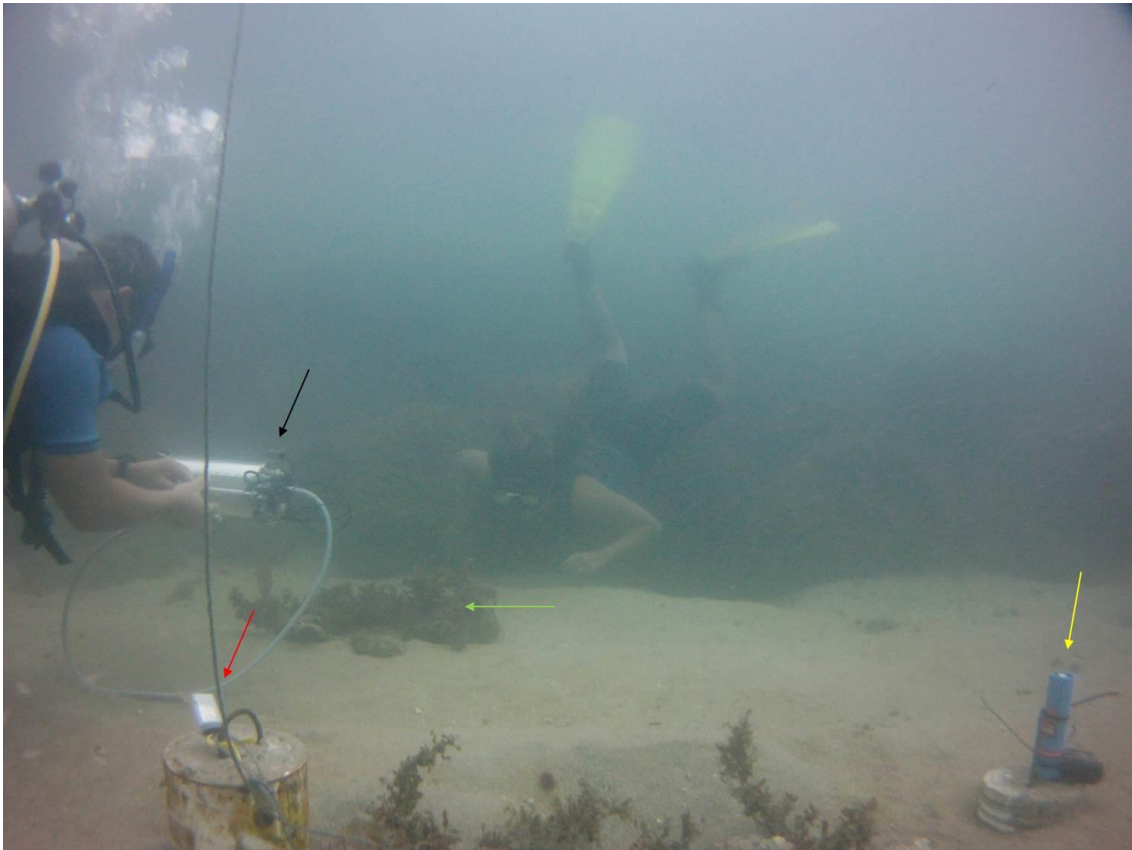


Figura 5. Análise do ciclo circadiano de *S. vulgare* (seta verde) a dois metros de profundidade utilizando um diving-PAM (seta preta). Onde, a temperatura (seta vermelha) e a luz (seta amarela) foram medidas com auxílio de dataloggers presos a lastros de pedra..

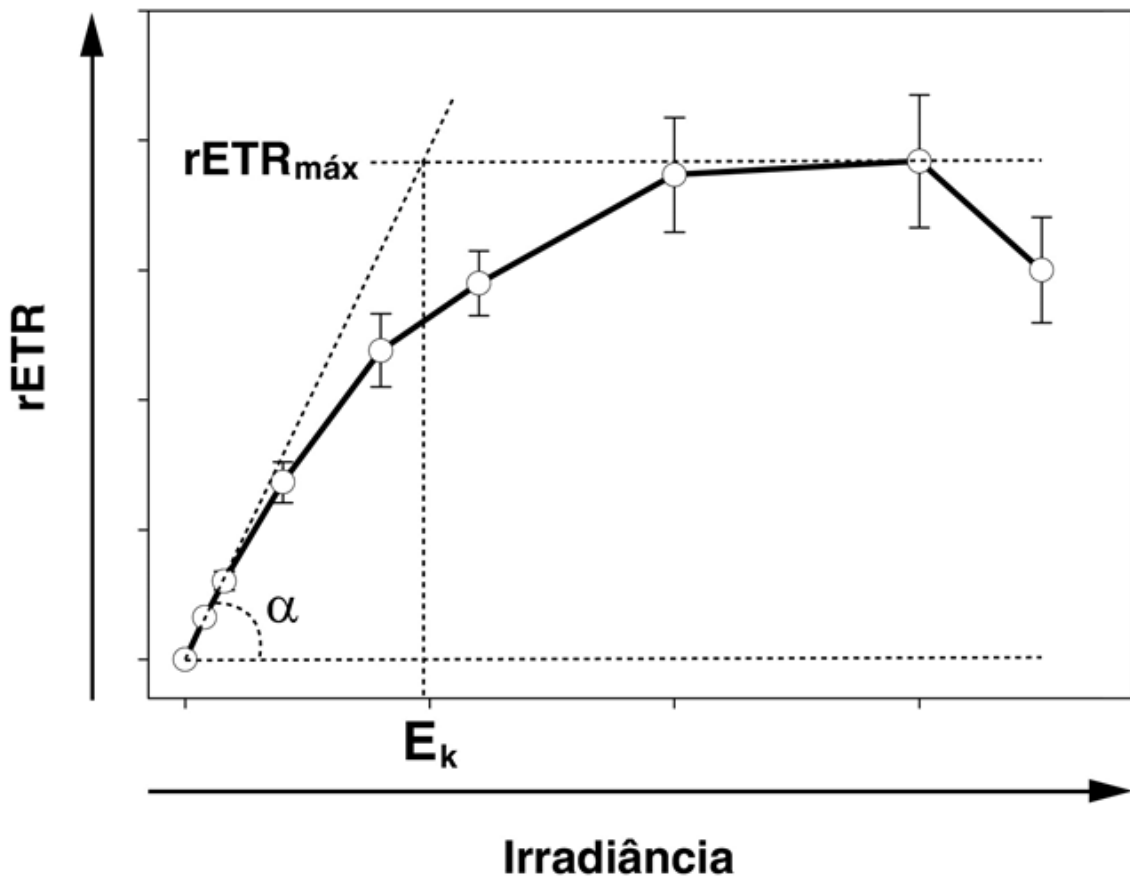


Figura 6. Parâmetros fotossintéticos quantitativos obtidos através dos valores de rETR em função da Irradiância (em $\mu\text{mol de f\u00f3tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) nas Curvas R\u00e1pidas de Luz. Adaptado de Ralph & Gademann (2005).

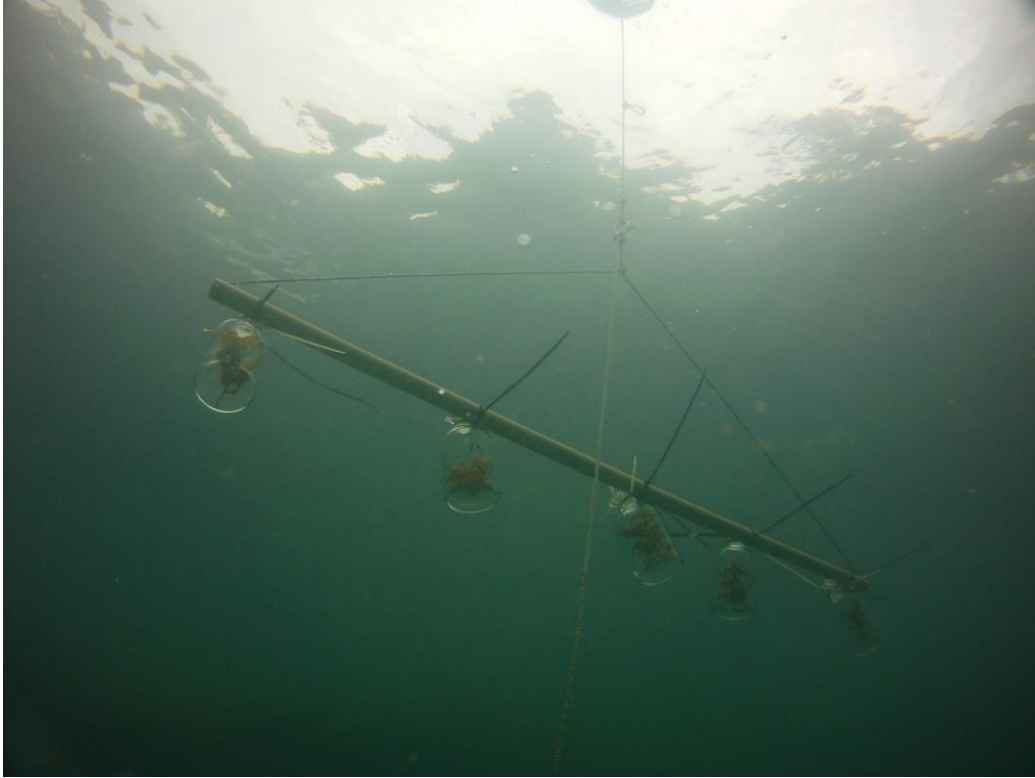


Figura 7. Cano de PVC com 1 metro de comprimento utilizado como suporte para a fixação dos frascos de DBO (n=5). Estes módulos experimentais estavam presos a um lastro e a uma boia por uma corda, mantendo a profundidade de incubação em 2 metros.

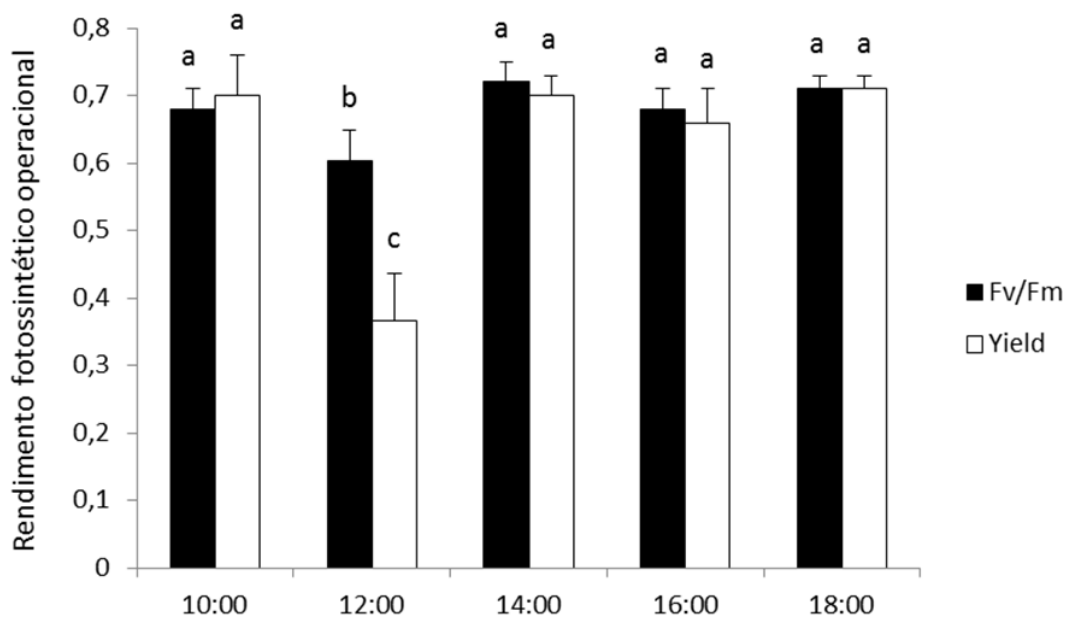
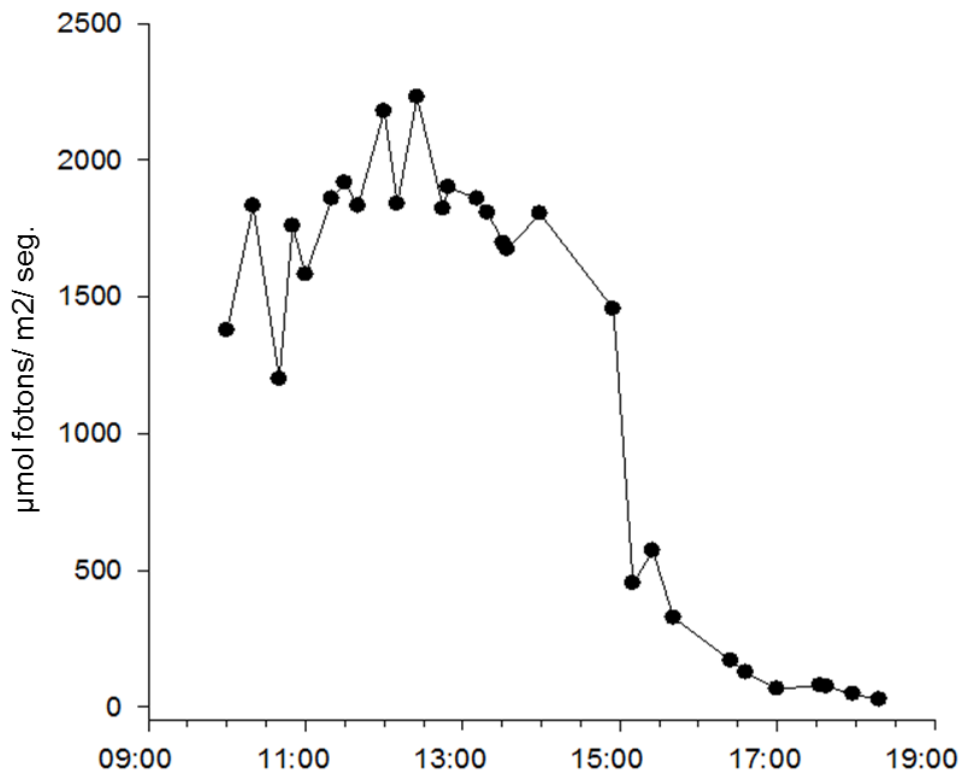


Figura 8. Ciclo diurno de *S. vulgare* a 4 m de profundidade na Ponta do Arame. A: radiação fotossinteticamente ativa medida entre 10:00h e 18h:18min. B: medidas de rendimento quântico efetivo e rendimento fotossintético potencial em cinco horários diferentes (10:00, 12:00, 14:00, 16:00 e 18:00 h). As letras acima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tuckey (n= 8).

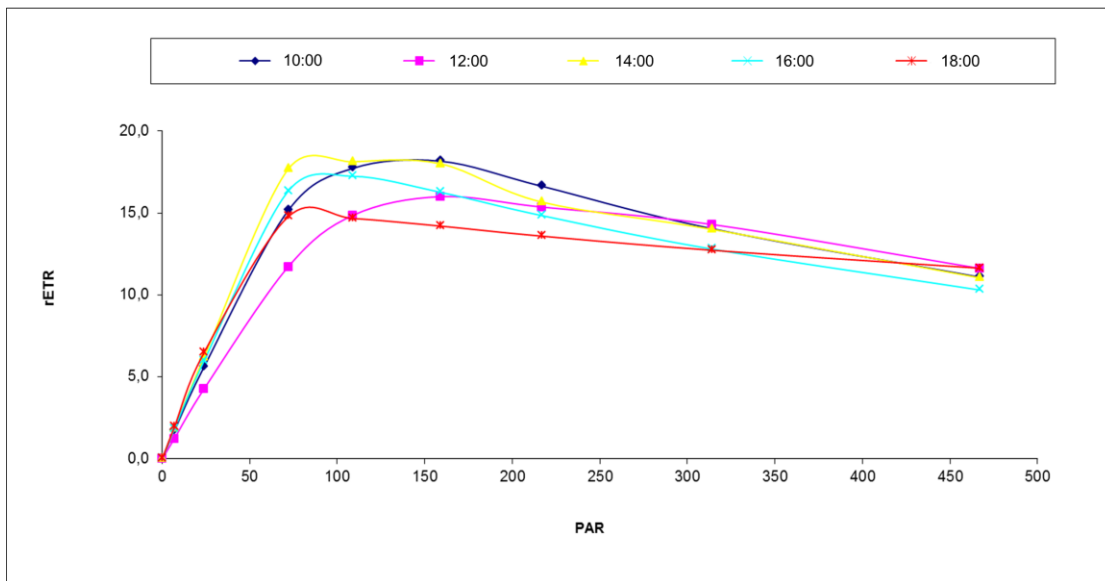


Figura 9. Parâmetros fotossintéticos quantitativos obtidos através dos valores de rETR em função da Irradiância (em μmol de fótons $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) nas Curvas Rápidas de Luz realizadas durante o ciclo diurno de *S. vulgare* em cinco horários diferentes 10:00 (linha azul escuro e círculo), 12:00 (linha rosa e quadrado), 14:00 (linha amarela e triângulo), 16:00 (linha azul claro e x) e 18:00 (linha vermelha e asterístico).

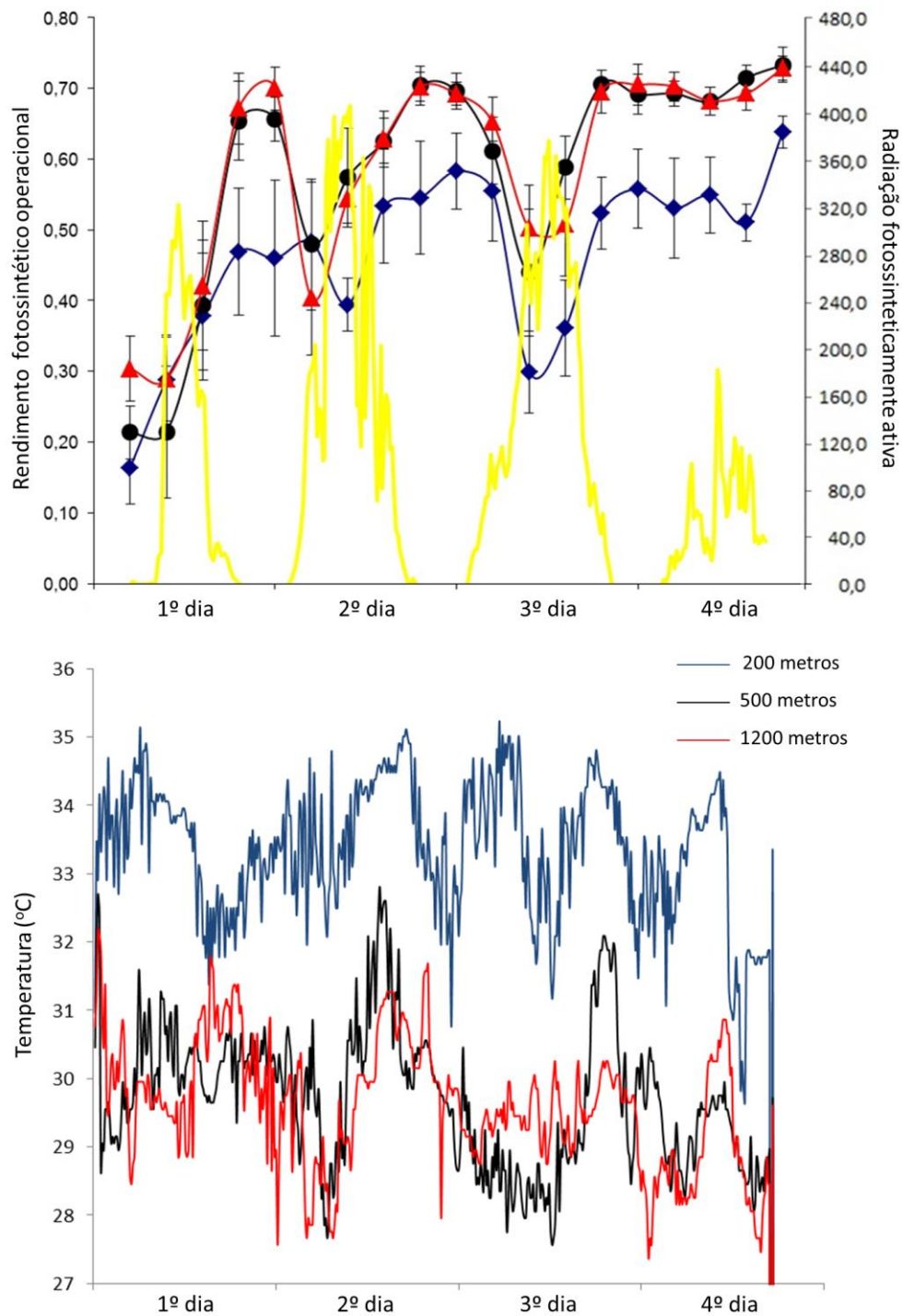


Figura 10. Ciclo circadiano de *S. vulgare* a 2 m de profundidade nos transplantes distanciados 200, 500 e 1200 m da descarga de água do mar aquecida pela CNAAA. A: relação entre o rendimento fotossintético operacional ($\Delta F/F_m'$ e F_v/F_m) e a radiação fotossinteticamente ativa; B: temperatura da água do mar ao longo dos 4 dias de experimento.

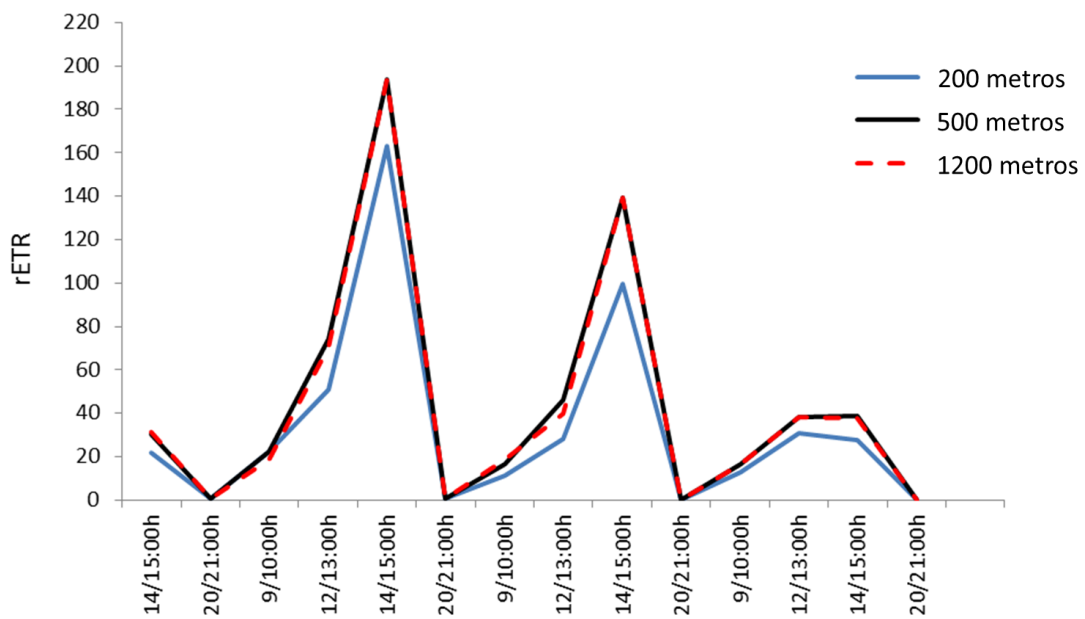


Figura 11. Taxa relativa de transporte de elétrons (rETR) de *S. vulgare* a 2 metros de profundidade nos transplantes distanciados 200, 500 e 1200 metros da descarga de água do mar aquecida pela CNAAA ao longo dos 4 dias de experimento.

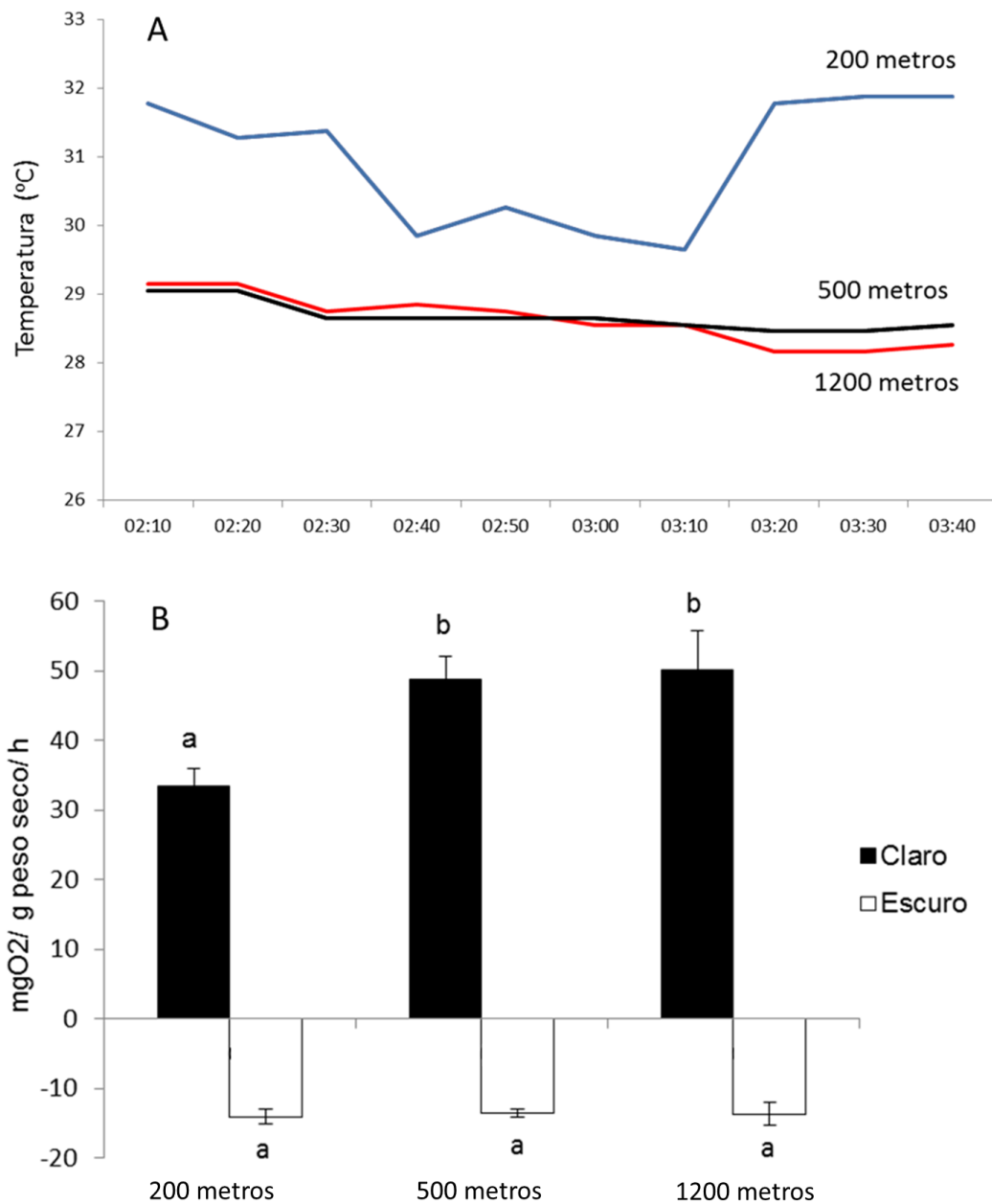


Figura 12. Incubações de *S. vulgare* em garrafas de DBO (n=5) distanciadas 200, 500 e 1200 metros da descarga de água do mar aquecida pela CNAAA. Onde, A é a temperatura da água do mar durante as incubações e B é a produção e a respiração do oxigênio dissolvido na água do mar utilizada nas incubações. As medidas estão em mg O₂/ peso seco (grama)/ tempo (horas). As letras a cima das colunas indicam as diferenças significativas entre as médias detectadas no Teste de Tuckey.

Tabela.1. Análise de variâncias do rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m'$) e do rendimento fotossintético potencial (F_v/F_m) nos diferentes tratamentos e tempos.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tratamento	1	0,061	38,835	<0,001
Tempo	4	0,148	94,491	<0,001
Tratamento x Tempo	4	0,043	27,786	<0,001
Residual		0,001		

Tabela 2. Eficiência fotossintética (α), capacidade fotossintética máxima ($rETR_{m\acute{a}x}$) e o valor de irradiância mínima de saturação da atividade fotossintética (E_k) ao longo do ciclo diurno de *S. vulgare*.

Hora	$rETR_{m\acute{a}x}$	E_k	Alfa
10:00	18,3	52,60	0,35
12:00	17,6	62,30	0,28
14:00	17,5	41,65	0,42
16:00	16,9	41,70	0,40
18:00	16,1	31,78	0,51

Tabela 3. Análise de variâncias do rendimento quântico operacional de *S. vulgare* nos diferentes tratamentos e tempos.

<i>Fonte da variação</i>	<i>gl</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>
Tratamento	2	0,0942	6,082	0,005
Tempo	3	0,147	9,499	<0,001
Tratamento x Tempo	6	0,001	0,127	0,992
Residual		0,015		

Conclusões Finais

O aquecimento da água do mar gerado pelo funcionamento da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) levou a alterações na composição e na abundância das comunidades de costões rochosos estudados, que estão localizados na Baía da Ilha Grande. As comunidades sujeitas a este aquecimento da água do mar apresentaram baixa cobertura ou a exclusão das algas *S. vulgare*, *D. marginata*, *C. racemosa* e o aumento na cobertura de *Jania* spp.

Ausência de *Sargassum* em locais expostos a pluma térmica gerada pela CNAAA levou ao aumento na cobertura das algas típicas do estrato intermediário em fases mais avançadas da sucessão. Nas comunidades sem a influência da pluma térmica gerada pela CNAAA, os estágios iniciais da sucessão são dominados por algas calcárias incrustantes e efêmeras, nos estágios avançados a dominância é substituída por algas calcárias articuladas, macrófita corticadas e coriáceas formadoras do dossel. A riqueza das espécies de macroalgas é menor quando sujeita à pluma térmica gerada pela CNAAA.

Independente do método utilizado, temperaturas superiores a 30°C reduziram a produtividade de indivíduos adultos de *S. vulgare*. A utilização da fluorescência da clorofila-*a* permitiu o acompanhamento em tempo real dos ajustes da atividade fotossintética realizados por *S. vulgare* em resposta às flutuações diurnas da radiação fotossinteticamente ativa disponível. Apesar da ocorrência da fotoinibição dinâmica como elemento de proteção do aparato fotossintético ao excesso de energia de excitação, temperaturas superiores a 30°C parecem constituir o fator negativo predominante responsável pela diminuição da atividade fotossintética desta macroalga.

Sendo assim, a área de influência da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) mostrou-se estratégica para a realização de estudos descritivos e experimentais que enfoquem o efeito do aquecimento da água do mar sobre os organismos marinhos. Sendo, *S. vulgare*, *C. racemosa* e *D. marginata* espécies alvo

para o monitoramento dos efeitos diretos do aquecimento da água do mar sobre as comunidades de costões rochosos protegidos da Baía da Ilha Grande.

Referências Bibliográficas (Introdução Geral)

- Bacci D.S. 2005. Estudos taxonômicos do gênero *Chondria* (Ceramiales, Rhodophyta) no litoral dos estados de São Paulo e Espírito Santo, Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica de São Paulo, 114p.
- Barreto M.B.B. & Yoneshigue-Valentin Y. 2001. Aspectos morfológicos do gênero *Ceramium* Roth (Ceramiales, Rhodophyta) no estado do Rio de Janeiro. *Hoehnea* 28(1):77-110.
- Bates A.E., Pecl G.T., Frusher S., Hobday A.J., Wernberg T., Smale D.A., Sunday J.M., Hill N.A., Dulvy N.K., Colwell R.K., Holbrook N.J., Fulton E.A., Slawinsky D., Feng M., Edgar G.J., Radford B.T., Thompson P.A. & Watson R.A. 2014. Defining and observing stages of climate-mediated range shifts in marine systems. *Global Environmental Change* 26: 27-38.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend C.L. 1996. *Ecology: individual, populations and communities*. 3rd ed. Blackwell Scientific Publications. 1068pp.
- Both C., van Asch M., Bijlsma R., van den Burg A. & Visser M. 2009. Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? *Journal of Animal Ecology* 78: 73–83.
- Bold H.C. & Wynne M.J. 1978. *Introduction to the algae: structure and reproduction*. New Jersey, Prentice-Hall. 706pp.
- Bradshaw W. & Holzapfel C. 2001. Genetic shift in photoperiodic response correlated with global warming. *Proceedings of the Natural Academy of Science USA* 98: 14509–14511.
- Burrows M.T., Schoeman D.S., Buckley L.B., Moore P., Polanczanska E.S., Brander K.M., Brown C., Bruno J.F., Duarte C.M., Halpern B.S., Holding J., Kappel C.V., Kiessling W., O'Connor M.I., Pandolf J.M., Parmesan C., Schwing F.B., Sydeman W.J. & Richardson A.J. 2011. The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science* 334: 652-655.
- Cassano V., Diaz-Larrea J., Senties A., Oliveira M.C., Gil-Rodriguez M.C. & Fujii M.T. 2009. Evidence for the conspecificity of *Palisada papillosa* with *P. perforata*

- (Ceraniales, Rhodophyta) from the western and eastern Atlantic Ocean on the basis of morphological and molecular analyses. *Phycologia* 48(2): 86-100.
- Coto A.C.S.P. 2007. Biodiversidade de clorófitas marinhas bentônicas do litoral do estado de São Paulo. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, 166p.
- Carpenter R.C. 1990. Competition among marine macroalgae: a physiological perspective. *Journal of Phycology* 26: 65-106.
- Connell, J.H. & Slatyer R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Chapman A.R.O. 1986. Population and community ecology of seaweeds. In: Blaxter, J.H.S. & Southwood, A.J. (eds) *Advances in Marine Biology*. London, Academic Press. 1-161pp.
- Chapman A.R.O. 1995. Functional ecology of furoid algae: twenty-three years of progress. *Phycologia* 34(1):1-32.
- Chisholm J.R.M. 2003. Primary productivity of reef-building crustose coralline algae. *Limnology and Oceanography* 48(4): 1376–1387.
- Colwell R.K., Brehm G., Cardelus C.L., Gilman A.C. & Longino J.T., 2008. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science* 322: 258–261.
- Dayton P.K. 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs* 45(2):137-159.
- Denley E.J. & Dayton P.K. 1985. Competition among macroalgae. In: Littler, M.M. & Littler, D.S. (eds). *Ecological field methods: macroalgae*. Cambridge, University Press. p. 511-530.
- Dethier M.N. 1984. Disturbance and recovery in intertidal pools: maintenance of patterns. *Ecological Monographs* 54(1):99-118.
- Dias F.F., Castro J.W.A., Seoane J.C.S. & Camargo L.H.R. 2009. Indicators of climate and sea level fluctuations on the coast of Rio de Janeiro state: warming or cooling? *Observatorium: Revista Electronica de Geografia* 1 (1): 21-32.
- Duggins D.O. & Dethier M.N. 1985. Experimental studies and algal competition in a low intertidal habitat. *Oecologia* 67:183-191.

- Easterling, D.R., Meehl, G.A., Parmesan, C., Changnon, S.A., Karl, T.R., Mearns, L.O., 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* 289: 2068–2074.
- Edgar G.J. & Aoki M. 1993. Resource limitation and fish predation: their importance to mobile epifauna associated with Japanese Sargassum. *Oecologia* 95(1):122-133.
- Eston V.R. & Bussab W. 1990. An experimental analyses of ecological dominance in a rocky subtidal macroalgal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 136: 170-195.
- Estudo de Impacto Ambiental (EA RIMA) 2005. Unidade 3 da Central Nuclear Almirante Alvaro Alberto. Revisão 00, volume 2, 714pp.
- Fernandes S. & Guimarães S.M.P.B. 1998. Estudos taxonômicos de Gelidiales (Rhodophyta) do estado do Espírito Santo, Brasil. Anais IV Congresso Latino-Americano de Ficologia, Caxambu, 2: 181-201.
- Figueiredo M.A. de. O. 1997. Colonization and growth of crustose coralline algae in Abrolhos, Brazil. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1:689-94.
- Flechter R.L., Baier R.E. & Fornalik M.S. 1985. The effects of surface energy on germiling development of some marine macroalgae. *British Phycological Journal* 20:184-185.
- Fletcher W.J. 1987. Interactions among subtidal Australian sea urchins, gastropods, and algae: effects of experimental removals. *Ecological Monographs* 57(1):89-109.
- Fong P., Boyer K.E., Desmond J.S. & Zedler J.B. 1996. Salinity stress, nitrogen competition, and facilitation: What controls seasonal succession of two opportunistic green macroalgae? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 206(1-2):203-221.
- Foster M.S., Davis N., Shoonmaker J., Unsworth R., Holmes C., O'Hagan J. & McKinney J. 2005. Issues and environmental impacts associated with once-through cooling at California's coastal power plant. California energy commission, staff report, 81p.
- Gillooly J.F., Brown J.H., West G.B., Savage V.M. & Charnov E.L. 2001. Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science* 293: 2248–225.
- Guimarães S.M.P.B., Fujii M.T., Pupo D. & Yokoya N.S. 2004. Reavaliação das características morfológicas e suas implicações taxonômicas no gênero *Polysiphonia*

- “senso lato” (Ceramiales, Rhodophyta) do litoral dos estados de São Paulo e Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27(1): 163-183.
- Harvey A., Broadwater S., Woelkerling W.J. & Mitrovski Y.P. 2003. *Choreonema* (Corallinales, Rhodophyta): 18S rDNA phylogeny and resurrection of the Hapalidiaceae for the subfamilies Choreonematoidea, Austrolithoideae and Melobesioidea. *Journal of Phycology* 39: 988-998.
- Hawkins S.J. & Harkin E. 1985. Preliminary canopy removal experiments in algal dominated communities low on the shore and in the shallow subtidal on the Isle of Man. *Botanica Marina* 28(6):223-230.
- Hayward P.J. 1980. Invertebrate epiphytes of coastal marine algae. In: Price, J.H.; Irvine, D.E.G. & Farnham, W.F. (eds). *The shore environment: ecosystems*. London, Academic Press. p. 761-786.
- Hickling R., Roy D.B., Hill J.K., Fox R. & Thomas C.D. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12: 450–455.
- Huisman J.M. & Borowitzka M.A. 1990. A revision of the Australian species of *Galaxaura* (Rhodophyta, Galaxauraceae) with a description of *Tricleocarpa* gen. nov. *Phycologia* 29(2): 150-172.
- IPCC. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Cambridge, Cambridge University Press.
- IPCC. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability Cambridge, Cambridge University Press.
- Kim Y.S., Choi H.G. & Nam K.W. 2008. Seasonal variations of marine algal community in the vicinity of Uljin nuclear power plant, Korea. *Journal of Environmental Biology* 29(04): 493-499.
- Keskitalo J. & Ilus E. 1987. Aquatic macrophytes outside the Olkiluoto nuclear power station, west coast of Finland. *Ann. Bot. Fennici* 24: 1-21.
- Komatsu T., Fukuda M., Mikami A., Mizuno S., Kantachumpoo A., Tanoue H. & Kawamiya M. 2014. Possible change in distribution of seaweed, *Sargassum horneri*, in northeast Asia under 2 scenario of global warming and consequent effect on some fish. *Marine Pollution Bulletin* 85:317-324.
- Labasque, T., Chaumery C., Aminot A. & Kergoat G. 2004. Spectrophotometric Winkler determination of dissolved oxygen: re-examination of critical factors and reliability. *Marine Chemistry* 88:53-60.

- Laws E.A. 1993. *Aquatic pollution*, an introductory text. New York, John Wiley & Sons.
- Langford T.E.L. 1990. Ecological effects of thermal discharges. London, Elsevier Applied Science. p. 468.
- Levin S.A. & Paine R.T. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceeding of the Natural Academic Science USA* 71(7):2744-2747.
- Littler M.M. 1980. Morphological form and photosynthetic performances of marine macroalgae: Tests of a functional/form hypothesis. *Botanica Marina* 22: 161-165.
- Littler M.M. & Arnold K.E. 1982. Primary productivity of marine macroalgal functional-form group from southwestern North America. *Journal of Phycology* 18: 307-311.
- Littler M.M. & Littler D.S. 1984. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *American Naturalist* 116: 25-44.
- Lobban C.S., Harrison P.J. & Duncan M.J. 1985. *The physiological ecology of seaweed*. New York, Cambridge University Press. p. 35-47.
- Lubchenco J. 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive abilities. *American Naturalist* 112:23-39.
- Lubchenco J. & Menge B.A. 1978. Community development and persistence in a low rocky intertidal zone. *Ecological Monographs* 48:67-94.
- Lubchenco J. & Gaines D. 1981. A unified approach to marine plant-herbivore interactions, I: Populations and communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12: 405-437.
- Lubchenco J. 1983. *Littorina* and *Fucus*: effects of herbivores, substratum heterogeneity, and plant escapes during succession. *Ecology* 64(5):1116-1123.
- Lüning K. 1990. *Seaweeds: their environment, biogeography and ecophysiology*. London, Wiley Interscience. 527pp.
- Mann K.H. 1973. Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science* 182: 975-981.
- Mann K.H. 1977. Some adaptations for high productivity in seaweeds. *Proceedings of the Fourth International Congress on Photosynthesis*. Great Britain. p. 235-244.

- Mariath R., Riosmena-Rodriguez R. & Figueiredo M.A.O. 2013. Succession of crustose coralline red algae (Rhodophyta) in coralgal reefs exposed to physical disturbance in the south-western Atlantic. *Helgoland Marine Research* 67: 687-696.
- Martin S., Castets M. & Clavier J. 2006. Primary production, respiration and calcification of the temperate free-living coralline alga *Lithothamnium corallinoides*. *Aquatic Botany* 85: 121-128.
- Martin S. & Gattuso J. 2009. Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. *Global Change Biology* 15: 2089-2100.
- Mayer-Pinto M., Ignacio B.L., Széchy M.T.M., Viana M.S., Curbelo-Fernandez M.P., Lavrado H.P., Junqueira A.O.R., Vilanova E. & Silva S.H.G. 2012. How much is too little to detect impacts? A case study of a nuclear power plant. *Plos One* 7 (10): 1-9.
- Mc Cook L.J. 1996. Effects of herbivores and water quality on *Sargassum* distribution on the central Great Barrier: cross-shelf transplants. *Marine Ecology Progress Series* 139:179- 192.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J. & Zhao, Z.C. 2007. Global climate projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (eds). *Climate Change 2007: The physical science basis: contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Cambridge University Press. pp. 749–846.
- Menge B.A. 1976. Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs* 46: 355-393.
- Menge B.A. 1991. Relative importance of recruitment and other causes of variation in rocky intertidal community structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 146(1):69-100.
- Menge B.A., Lubchenco J. & Ashkenas L.R. 1985. Diversity, heterogeneity and consumer pressure in a tropical rocky intertidal community. *Oecologia* 65:394-405.
- Moss R.H., Edmonds J.A., Hibbard K.A., Manning M.R., Rose S.K., van Vuuren D.P., Carter T.R., Emori S., Kainuma M., Kram T., Meehl G.A., Mitchell J.F.B., Nakicenovic N., Riahi K., Smith S.J., Stouffer R.J., Thomson A.M., Weyant J.P. &

- Wilbanks T.J. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463: 474-756.
- Nandon M.O. & Stirling G., 2006. Field and simulation analyses of visual methods for sampling coral cover. *Coral Reefs* 25: 177-185.
- North W.J. 1969. Biological effects of a heated water discharge at Morro Bay, California. *Proceedings of the International Seaweed Symposium* 6: 275-286.
- Norton T.A. 1971. An ecological study of the fauna inhabiting the sublittoral marine alga *Saccorhiza polyschides* (Lightf.) Batt. *Hydrobiologia* 37(2):215-231.
- Norton T.A. & Benson M.R. 1983. Ecological interactions between the brown seaweed *Sargassum muticum* and its associated fauna. *Marine Biology* 75:169-177.
- Oliveira Filho E.C. & Mayal E.M. 1976. Seasonal distribution of intertidal organisms at Ubatuba, São Paulo (Brazil). *Revista Brasileira de Biologia* 26(2):205-214.
- Olson A.M. & Lubchenco J. 1990. Competition in seaweeds: linking plant traits to competitive outcomes. *Journal of Phycology* 26: 1-6.
- Paine R.T. 1974. Intertidal community structure: experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia* 15:93-120.
- Pan Y. & Lowe R.L. 1994. Independent and interactive effects of nutrients and grazers on benthic algal community structure. *Hydrobiologia* 291(3):201-209.
- Parmesan C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology* 13: 1860–1872.
- Parmesan C. & Yohe G.A. 2003. Globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.
- Paula E.J. 1978. Taxonomia, aspectos biológicos e ecológicos do gênero *Sargassum* (Phaeophyta-Fucales) no litoral do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP. 190pp.
- Paula E.J., 1988. O gênero *Sargassum* C.Ag. (Phaeophyta, Fucales) no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 10: 65-118.
- Paula, E.J. & Oliveira Filho E.C. 1980. Phenology of two populations of *Sargassum cymosum* (Phaeophyta, Fucales) of São Paulo state coast, Brazil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 8: 21-39.
- Reed J.S. & Foster M.S. 1984. The effects of canopy shading on algal recruitment and growth in a giant kelp forest. *Ecology* 65: 937-948.

- Roessler M.A. 1971. Environmental changes associated with a Florida power plant. *Marine Pollution Bulletin* 2: 87-90.
- Santelices B., Montalva S. & Oliver P. 1981. Competitive algal community organization in exposed intertidal habitats from Central Chile. *Marine Ecology Progress Series* 6:267-276.
- Sauer-Machado K.R.S.S., Chapman A.R.O. & Coutinho R. 1992. Patch structure in a tropical rocky shore community in Brazil: A mosaic of successional states? *Ophelia* 35(3):187-195.
- Seapy R.R. & Littler M.M. 1982. Population and species diversity fluctuations in a rocky intertidal community relative to severe aerial exposure and sediment burial. *Marine Biology* 71:87-96.
- Silva J. & Santos R. 2004. Can Chlorophyll fluorescence be used to estimate photosynthetic production in the seagrass *Zostera noltii*? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 307: 207-216.
- Somero, G.N. 2010. The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine ‘winners’ and ‘losers’. *Journal of Experimental Biology* 213: 912–920.
- Sousa W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Steneck R.S. 1982. A limpet-coraline alga association: adaptations and defenses between a selective herbivory and its prey. *Ecology* 63(2):507-522.
- Steneck R.S. & Dethier M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Suresh K., Ahamed M.S., Durairaj G., Nair K.V.K. 1993. Impact of power-plant heated effluent on the abundance of sedentary organisms, off Kalpakkam, eastcoast of India. *Hydrobiologia* 268: 109–114.
- Széchy, M.T.M., Galliez M., Marconi M.I. 2006. Quantitative variations applied to phonological studies of *Sargassum vulgare* C. Agardh (Phaeophyceae, Fucales) from Ilha Grande Bay, State of Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica* 29(1): 27-37.
- Széchy, M.T.M. & de Paula, E.J. 2000. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23(2): 121-132.

- Tanaka K., Taino S., Haraguchi H., Prendergast G. & Hiraoka M. 2012. Warming off southwestern Japan linked to distributional shifts of subtidal canopy-forming seaweeds. *Ecology and Evolution* 2(11): 2854-2865.
- Taylor P.R. & Littler M.M. 1982. The roles of compensatory mortality, physical disturbance and substrate retention in the development and organization of sand influenced, rocky-intertidal community. *Ecology* 63(1):135-146.
- Teixeira T.P., Neves L.M. & Araújo F.C. 2012. Thermal impact of a nuclear power plant in a coastal area in Southeastern Brazil: effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. *Hydrobiologia* 684: 161-175.
- Thorhaug A. 1974. Effects of thermal effluents on the marine biology of southeastern Florida. In: Gibbons J.W. & Sharitz, R.R. (eds). *Thermal ecology*. Technical Information Center, U.S. Atomic Energy Commission. pp. 518-531.
- Thorhaug A., Segar D., Roessler M.A., 1973. Impact of a power plant on a subtropical estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin* 4: 166–169.
- Tomanek, L. 2010. Variation in the heat shock response and its implication for predicting the effect of global climate change on species' biogeographical distribution ranges and metabolic costs. *Journal of Experimental Biology* 213: 971–979.
- Underwood A.J. 1981. Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: patterns of vertical distribution and seasonal changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 51:57-85.
- Underwood A.J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge, Cambridge University Press. 504p.
- Underwood A.J. & Jerkanoff P. 1981. Effects of interactions between algae grazing gastropods on the structure of low-shore intertidal algal community. *Oecologia* 28(2):221-233.
- Underwood A.J., Kingsford M.J. & Andrew N.L. 1991. Patterns in shallow subtidal marine assemblages along the coast of New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 16(2):231-249.
- Vadas R.L., Johnson S. & Norton T.A. 1992. Recruitment and mortality of early post-settlement stages of benthic algae. *British Phycological Journal* 27:331-51.
- van Tamelen P.G. 1996. Algal zonation in tidepools: experimental evaluation of the roles of physical disturbance, herbivory and competition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 201(1-2):197-231.

- van Vuuren D.P., Riahi K., Moss R., Edmonds J., Thomson A., Nakicenovic N., Kram T., Berkhout F., Swart R., Janetos A., Rose K.R. & Arnell N. 2012. A proposal for a new scenario framework to support research and assessment in different climate research communities. *Global Environmental Change* 22: 21-35.
- Veloso A.P.A. & Széchy M.T.M. 2008. Variações espaciais e temporais no desenvolvimento vegetativo e reprodutivo da macroalga *Sargassum* C. Agardh (Fucales, Phaeophyceae): síntese do conhecimento. *Oecologia Brasiliensis*.
- Veloso A.P.A., Széchy M.T.M. & Lavrado H.P. 2005. Crescimento da alga parda *Sargassum vulgare* C. Agardh na Baía da Ribeira, RJ, em área sob influência do efluente líquido da Central Nuclear Almirante Alvaro Alberto. *Resumo expandido...* Anais do II Congresso Brasileiro de Oceanografia, Vitória, 2005, 3p.
- Vilanova E., Mayer-Pinto M., Curbelo Fernandez M.P. & Silva S.H.G. 2004. The impact of a nuclear power plant discharge on the sponge community of a tropical bay (SE Brazil). *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Universita di Genova* 68: 647-654.
- Voerman S.E., Llera E. & Rico J.M. 2013. Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine Environmental Research* 90: 119-127.
- Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C., Fromentin JM, Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 426: 389-395.
- West J.A. & Crump E. 1974. The influence of substrate and spore concentration on spore survival and germination in *Gigartina* and *Petrocelis* (Rhodophyta). *Journal of Phycology* 10(Suppl.):12.
- Wood E.J.F. & Zieman J.C. 1969. The effects of temperature on estuarine plant communities. *Chesapeake Science* 10: 172-174.
- Yoneshigue-Valentin Y. & Valentin J.L. 1992. Macroalgae of the Cabo Frio upwelling region, Brazil: ordination of communities. In: Seeliger, U. (ed.). *Coastal plant communities of Latin America*. New York, Academic Press. cap.2, p.31-50.