



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

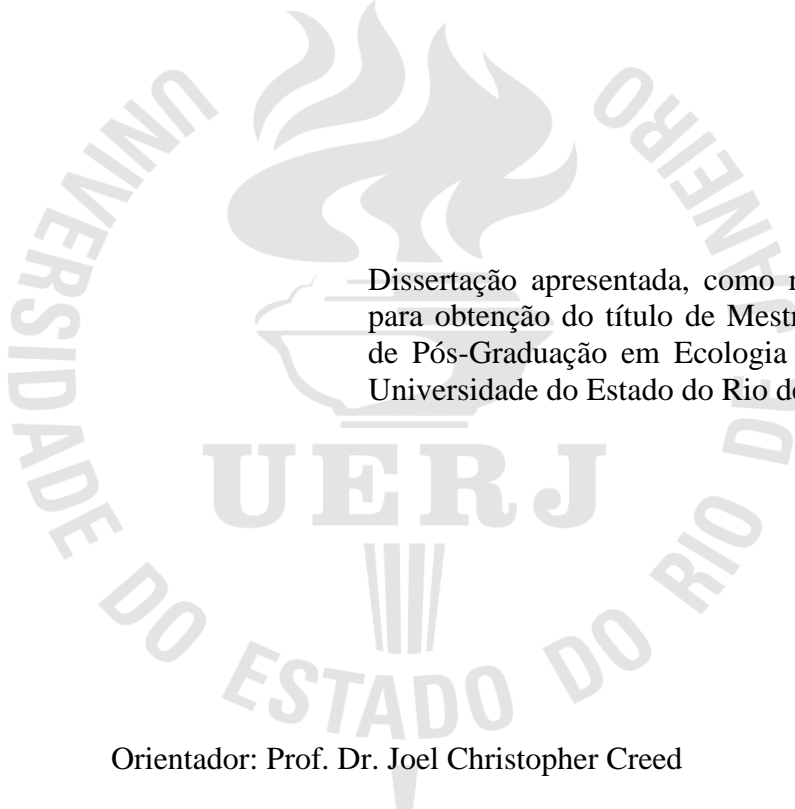
Mariana Vieira Pinto Aguiar

Dinâmica temporal de *Halodule wrightii* Ascherson e suas interações ecológicas com macroalgas e herbívoros

Rio de Janeiro
2013

Mariana Vieira Pinto Aguiar

Dinâmica temporal de *Halodule wrightii* Ascherson e suas interações ecológicas com macroalgas e herbívoros



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

Orientador: Prof. Dr. Joel Christopher Creed

Rio de Janeiro

2013

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

A282 Aguiar, Mariana Vieira Pinto.
Dinâmica temporal de *Halodule wrightii* Ascherson e suas interações ecológicas com macroalgas e herbívoros / Mariana Vieira Pinto Aguiar. – 2013.
75f.: il.

Orientador: Joel Christopher Creed.
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
Inclui bibliografia.

1. Angiosperma – Brasil - Teses. 2. Alga marinha – Brasil - Teses. 3. Herbívoro – Brasil – Teses. 4. Interação animal – Planta – Teses. I. Creed, Joel Christopher. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 582.5(81)

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

Assinatura

Data

Mariana Vieira Pinto Aguiar

**Dinâmica temporal de *Halodule wrightii* Ascherson e suas interações ecológicas com
macroalgas e herbívoros**

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

Aprovada em 01 de julho de 2013.

Orientador:

Prof. Dr. Joel Christopher Creed

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Gisele Lobo Hajdu

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Margareth da Silva Copertino

Universidade Federal de Rio Grande

Prof. Dr. Carlos Eduardo Leite Ferreira

Universidade Federal Fluminense

Rio de Janeiro

2013

DEDICATÓRIA

Aos meus pais pelos exemplos de força e determinação que sempre me inspiraram.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a minha família, que mesmo sem ter ideia do que eu faço, me ajudou e me apoiou incondicionalmente. Sem vocês, simplesmente nada seria possível. Muito obrigada.

Queria agradecer imensamente aos meus amigos biólogos e não biólogos, que sempre me apoiaram, me ouviram e me fizeram rir nos momentos de crise.

Quero agradecer também ao meu namorado, André Siqueira, por passar 30 dias ilhado na Bahia trabalhando muito. Eu imagino como foi difícil ficar em um lugar onde nem morcego tinha, mas minha dissertação não existiria sem essa ajuda, por isso, muito obrigada.

Quero agradecer imensamente ao meu orientador Joel Creed, que me apresentou o mundo das gramas marinhas e que sempre esteve presente me guiando e me socorrendo com a estatística. Muito obrigada pelas oportunidades que você me ofereceu, com certeza elas ajudarão muito na minha carreira. Obrigada por confiar em mim.

Um obrigada especial a todos do Laboratório de Ecologia Marinha Bêntica pela ajuda. Seja pelas conversas, companhia e tudo mais! Lélis, obrigada pela ajuda com a correlação! Simone, Patrícia, Igor, Aurora, André, Leo, Fabiana, Agatah, Joel e todos que foram a campo comigo, muito obrigada, pois sem vocês essa dissertação não seria possível.

Gostaria de agradecer a professora Gisele Hajdu pela maravilhosa revisão da minha dissertação. Muito obrigada!

Gostaria de agradecer a Berna, Edinho, Égno e todos da Marinha que prontamente me ajudavam com tudo que era possível e que me acolheram durante os 30 dias morando na ilha de Santa Bárbara. Desculpe pelas horas parados no bote no sol e pela quantidade de material (incluindo as dezenas de cilindros) que vocês me ajudaram a carregar toda vez que eu embarcava e desembarcava.

Ao ICMBio, em especial Ricardo Jerzolinski e Marco Antônio, eu gostaria de agradecer pelo voluntariado e por toda a ajuda com a infraestrutura fornecida que viabilizou meus experimentos no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.

À CAPES pela bolsa de mestrado que tanto me ajudou nesse período de dedicação total ao projeto.

Ao CNPq pelo financiamento dos campos.

O período de maior ganho em conhecimento e experiência é o período mais difícil da vida de alguém.

Dalai Lama

RESUMO

AGUIAR, Mariana Vieira Pinto. *Dinâmica temporal de *Halodule wrightii* Ascherson e suas interações ecológicas com macroalgas e herbívoros*. 2013. 75f.: il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

As gramas marinhas são o único grupo de plantas superiores adaptadas a vida em ambiente marinho. Mundialmente, elas vêm sendo destruídas pelas atividades humanas. Infelizmente ainda se sabe pouco sobre a dinâmica e a ecologia das angiospermas marinhas no Brasil, apesar do seu grande valor ecológico e reconhecida importância econômica. Esse trabalho teve como principais objetivos tentar entender mais sobre a dinâmica de um banco de *Halodule wrightii* e observar como a competição e herbivoria afetam e modulam esse banco. O estudo foi realizado na face norte da Ilha de Santa Bárbara (BA) (17°57,703'S 38°41,834'O), dentro do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. O monitoramento foi feito seguindo o protocolo internacional *SeagrassNet*, que utiliza três transectos fixos de 50m visando detectar variações temporais no banco. Para observar a dinâmica que media a distribuição das macrófitas em Abrolhos foram utilizados transplantes de réplicas para as diferentes zonas de distribuição dos organismos (zona sem vegetação, zona dominada por *H. wrightii* e zona dominada por macroalgas rizofíticas), além da adição de macroalgas rizofíticas e exclusão de herbívoros. Também foram feitas medidas de fluxo de água, sedimentação e intensidade de herbivoria nas diferentes zonas. O monitoramento realizado em Abrolhos mostrou que um banco monoespecífico de *H. wrightii* pode apresentar características diferentes de acordo com a época do ano. A porcentagem média de cobertura de *H. wrightii* nos transectos variou entre 34% em abril e 25% em outubro. A altura máxima dos eixos foi encontrada com mês de julho (12,4 cm). Uma correlação indicou uma relação negativa entre macroalgas e *H. wrightii*. O peso seco total foi maior nos meses de abril e julho. A intensidade de herbivoria é significativamente maior próximo ao recife de corais que nas zonas de ocorrência das macrófitas ($F_{(1,16)}=11,72$; $p \leq 0,001$). Não há variação no fluxo de água. A taxa de sedimentação potencial é maior nas bordas das zonas de distribuição das macrófitas. As réplicas da zona dominada por macroalgas onde as macroalgas foram removidas na implantação apresentaram um aumento significativo na densidade após 75 dias de experimento, passando de apenas 46 eixos.400cm⁻² para 94 eixos.400cm⁻² ($F_{(1,8)}=5,71$; $p=0,04$). A porcentagem de cobertura média de *H. wrightii* foi significativamente maior nas réplicas onde não houve a adição de macroalgas ($F_{(35)}=1,93$; $p=0,161$). A densidade de eixos foi maior nas réplicas onde não houve a adição de macroalgas. A altura dos eixos de *H. wrightii* foi 4 cm maior nas réplicas com exclusão total de herbívoros. Foi possível concluir que não são os fatores abióticos e sim a competição e a herbivoria os responsáveis pela zonação das macrófitas. Os resultados nos mostram a eficácia da metodologia de pontos fixos de monitoramento para a detecção de variações temporais em bancos de angiospermas marinhas, além de nos fornecem um maior entendimento sobre a dinâmica que media os bancos de angiospermas marinhas brasileiros.

Palavras-chave: Grama marinha. Herbivoria. Competição. Monitoramento. Macroalgas rizofíticas. Arquipélago dos Abrolhos.

ABSTRACT

AGUIAR, Mariana Vieira Pinto. Temporal dynamics of *Halodule wrightii* Ascherson and their ecological interactions with macroalgae and herbivores. 2013. 75f.: il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

The seagrasses are the only group of plants adapted to life in the marine environment. Globally, they are being destroyed by human activities. Unfortunately, little is known about the dynamics and ecology of seagrasses in Brazil, despite its great ecological and economic importance. This work has as main objectives try to understand more about the dynamics of *Halodule wrightii* meadow and watch as the competition and herbivory affect and modulate this meadow. The study was made at two points, in the entrance channel Itajuru, near Japanese Island (RJ) (22°52,951'S 42°00,168'W) and on the north side of the Santa Barbara Island (BA) (17°57,703'S 38°41,834'W), within the National Marine Park of Abrolhos. Monitoring was carried out following the international protocol SeagrassNet, which uses three fixed transects of 50m to detect temporal changes in the meadow. To observe the dynamics that mediate the distribution of macrophytes in Abrolhos transplants replicates were used for the different areas of distribution of organisms (zone without vegetation, zone dominated by *H. wrightii* and zone dominated by rizophytic algae), within the addition of rizophytic algae and exclusion of herbivores. Measurements were also made of water flow, sedimentation and herbivory intensity in different zones. Monitoring conducted in Abrolhos showed that a monospecific meadow of *H. wrightii* may present different characteristics according to the season. The average percentage cover of *H. wrightii* in transects ranged from 34% in april and 25% in october. The maximum height of the shoots was found in july (12,4 cm). A correlation indicated a negative relationship between algae and *H. wrightii*. The total dry weight average was higher in the months of april and july. The intensity of herbivory is significantly higher near the coral reef which areas of occurrence of macrophytes ($F_{(1,16)}=11,72$; $p \leq 0,001$). No variation in water flow. The rate of sedimentation is greater at the edges of the distribution zones of macrophytes. The replicates of the zone dominated by algae where algae were removed showed a significant increase in density after 75 days of the experiment, from only 46 shoots.400cm⁻² to 94 shoots.400cm⁻² ($F_{(1,8)}=5,71$; $p=0,04$). The average percentage cover of *H. wrightii* was significantly higher in replicates where there was no addition of rizophytic algae ($F_{(35)}=1.93$; $p=0,161$). The shoot density was higher in replicates where there was no addition of seaweeds. The shoot height was 4 cm higher in replicates with total exclusion of herbivores. It was concluded that there are not the abiotic factors and yes the competition and herbivory responsible for the zonation of macrophytes. The results show the effectiveness of the methodology of fixed point monitoring for the detection and comparison of different seagrass meadows, and provide us a greater understanding of the dynamics that mediates the Brazilians seagrass meadows.

Keywords: Seagrass. Herbivory. Competition. Monitoring. Rizophytic algae. Abrolhos Archipelago.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa indicando a localização das ilhas do Arquipélago dos Abrolhos - BA.....	18
Figura 2 -	Imagens ilustrando o desenho experimental utilizado e a área estudada.....	21
Figura 3 -	Fatores abióticos medidos nas âncoras centrais dos três transectos fixos utilizados para o monitoramento do banco de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson de Abrolhos - BA no ano de 2012.....	22
Figura 4 -	Porcentagem de cobertura de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.....	23
Figura 5 -	Porcentagem de cobertura de macroalgas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.....	23
Figura 6 -	Comprimento dos eixos de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson encontrada nas amostras coletadas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.....	24
Figura 7 -	Densidade (eixos.0,35cm ⁻²) de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson encontrada nas amostras coletadas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012. As barras indicam o erro padrão.....	24
Figura 8 -	Peso seco de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson nas amostras coletadas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012. As barras indicam o erro padrão.....	26
Figura 9 -	Expansão do banco de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson de Abrolhos - BA no ano de 2012.....	26
Figura 10 -	Fotografia de uma das réplicas localizadas dentro do banco de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson estudado em Abrolhos, BA.....	36
Figura 11 -	Imagens dos coletores na faixa <i>halo</i> , na zona de transição entre as faixas <i>halo</i> e dominada por <i>Halodule wrightii</i> Ascherson e na faixa dominada por <i>H. wrightii</i> após 21 dias em campo.....	37
Figura 12 -	Esquema demonstrando a distribuição das réplicas nas diferentes faixas de distribuição dos organismos e imagem de uma das réplicas retiradas da faixa de macroalgas e transplantada para a faixa dominada por <i>Halodule wrightii</i> Ascherson.....	38
Figura 13 -	Tamanho dos eixos de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson a diferentes distâncias do recife de corais em Abrolhos - BA.....	39
Figura 14 -	Taxa de sedimentação potencial em diferentes distâncias do recife de corais.....	40

Figura 15 - Fator de difusão das placas nas diferentes faixas de distribuição das macrófitas.....	40
Figura 16 - Porcentagem de cobertura média de macroalgas nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrófitas.....	41
Figura 17 - Porcentagem de cobertura média de macroalgas nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrófitas.....	42
Figura 18 - Densidade média de eixos por 100 cm ² de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrófitas.....	43
Figura 19 - Altura média dos eixos de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrófitas.....	44
Figura 20 - Esquema demonstrando a distribuição das macrófitas e dos transectos do <i>SeagrassNet</i> no Arquipélago dos Abrolhos, BA.	53
Figura 21 - Esquema com a disposição dos diferentes tratamentos nas três faixas de distribuição das macrófitas.....	54
Figura 22 - Gaiolas utilizadas para realizar a exclusão total (A) e a exclusão parcial (B) dos herbívoros.....	55
Figura 23 - Esquema com a localização dos diferentes blocos com os tratamentos de competição e exclusão de herbivoria na faixa dominada por <i>H. wrightii</i> Ascherson.....	56
Figura 24 - Foto de uma das réplicas com exclusão total de herbívoros e transplante de 20 indivíduos de <i>Penicillus capitatus</i> Lamarck.....	56
Figura 25 - Porcentagem de cobertura média de macroalgas ao longo dos 75 dias de experimento.....	57
Figura 26 - Porcentagem de cobertura média de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson ao longo dos 75 dias de experimento.....	58
Figura 27 - Densidade média de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson ao longo dos 75 dias de experimento nas diferentes zonas de domínio das macrófitas.....	59
Figura 28 - Altura média de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson ao longo dos 75 dias de experimento nas diferentes zonas de domínio das macrófitas.....	60
Figura 29 - Escalonamento multidimensional (MDS) da comunidade após 75 dias de experimento.....	63
Figura 30 - Porcentagem de cobertura de macroalgas no dia da implantação do experimento (A) e após 74 dias (B) nos diferentes tratamentos.....	64

Figura 31 - Porcentagem de cobertura de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson no dia da implantação do experimento e após 74 dias nos diferentes tratamentos.....	65
Figura 32 - Densidade de eixos por 100 cm ² de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson no dia da implantação do experimento e após 74 dias nos diferentes tratamentos.....	65
Figura 33 - Altura dos eixos de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson no dia da implantação do experimento e após 75 dias nos diferentes tratamentos.....	66
Figura 34 - Peso seco (g.100cm ⁻²) de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson e macroalgas ao final dos 76 dias de experimento.....	67
Figura 35 - Peso seco(g.100cm ⁻²) de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson em todos os tratamentos ao final dos 74 dias de experimento.....	67
Figura 36 - Escalonamento multidimensional (MDS) da comunidade com os dados do último campo.....	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Comparação entre o peso seco ($\text{g} \cdot 0,04\text{m}^{-2}$) e a porcentagem de cobertura (% em $0,04\text{m}^{-2}$) de macroalgas e <i>Halodule wrightii</i> Ascherson nos diferentes tratamentos ao final dos 75 dias de experimento.....	61
Tabela 2 -	Peso seco ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) de macroalgas no dia da implantação do experimento (onde houve a remoção total das algas) e após 76 dias na zona dominada por macroalgas.....	62

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	14
1	ÁREAS DE ESTUDO	17
2	MONITORAMENTO DE UM BANCO DE <i>Halodule wrightii</i> Ascherson NO NORDESTE DO BRASIL	19
2.1	Material e métodos	20
2.1.1	<u>Desenho amostral</u>	20
2.1.2	<u>Análise dos dados</u>	21
2.2	Resultados	22
2.3	Discussão	27
	REFERÊNCIAS	30
3	CARACTERIZAÇÃO DE POTENCIAIS GRADIENTES AMBIENTAIS NA DISTRIBUIÇÃO DAS MACRÓFITAS	34
3.1	Material e métodos	36
3.1.1	<u>Gradiente de herbivoria</u>	36
3.1.2	<u>Taxa de sedimentação potencial</u>	36
3.1.3	<u>Análise do fluxo de água</u>	37
3.1.4	<u>Quatificação da pressão de herbivoria nas diferentes faixas de distribuição das macrófitas</u>	38
3.1.5	<u>Análise dos dados</u>	39
3.2	Resultados	39
3.2.1	<u>Intensidade de herbivoria</u>	39
3.2.2	<u>Taxa de sedimentação potencial</u>	39
3.2.3	<u>Fluxo de água</u>	40
3.2.4	<u>Quatificação da herbivoria nas diferentes faixas de distribuição das macrófitas</u>	41
3.3.3	Discussão	44
	REFERÊNCIAS	48

4	INTERAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE <i>Halodule wrightii</i> Ascherson, MACROALGAS E HERBÍVOROS NO ARQUIPÉLAGO DOS ABROLHOS, BAHIA	51
4.1	Material e métodos	53
4.1.1	<u>Análise da herbivoria como mediadora da zonação das macrófitas</u>	53
4.1.2	<u>Influência da competição sobre o banco de <i>H. wrightii</i></u>	55
4.2	Resultados	56
4.2.1	<u>Análise da herbivoria como mediadora da zonação das macrófitas</u>	56
4.2.2	<u>Influência da competição sobre o banco de <i>H. wrightii</i></u>	63
4.3	Discussão	68
	REFERÊNCIAS	72
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	75

INTRODUÇÃO GERAL

As gramas marinhas (do inglês *seagrasses*) são o único grupo de plantas superiores verdadeiramente adaptadas a vida em ambiente marinho e normalmente ocorrem em sedimento não consolidado em águas costeiras rasas (KAISER *et al.*, 2011). No mundo existem mais de 66 espécies de angiospermas marinhas distribuídas entre 14 gêneros (DEN HARTOG; KUO, 2006). No Brasil ocorrem três gêneros e cinco espécies (*Halodule wrightii* Ascherson, *Halodule emarginata* den Hartog, *Halophila decipiens* Ostenfeld, *Halophila baillonii* Ascherson e *Ruppia maritima* L.) (OLIVEIRA; PIRANI; GIULIETTI, 1983). Morfológicamente, as angiospermas marinhas são divididas em folha, eixo, rizoma e raiz. Os rizomas crescem horizontalmente sobre o sedimento (KAISER *et al.*, 2011). As raízes crescem verticalmente, dentro do sedimento, e os eixos e folhas verticalmente fora do sedimento. Sua principal forma de crescimento é através da replicação clonal. Devido a todas essas características, as angiospermas marinhas tendem a formar extensos bancos ou manchas monoespecíficas (TOMLINSON, 1974).

As angiospermas marinhas podem ser encontradas em quase todo o mundo (exceto na Antártica). Estima-se que elas ocupem cerca de 0,2% do solo oceânico (DUARTE, 2002). Essas plantas são ecologicamente importantes porque tem altas taxas de crescimento e produtividade primária, formando assim a base das cadeias alimentares dos locais onde ocorrem (SWEATMAN; ROBERTSON, 1994), além de servirem como habitat e substrato para vários organismos. As raízes retêm sedimentos (SCOFFIN, 1970) e as folhas modificam o movimento da água (FONSECA; CAHALAN, 1992). Devido a esses fatores, locais onde é registrada a ocorrência de bancos de angiospermas marinhas tendem a ser mais ricos que as áreas próximas que possuem apenas sedimento não consolidado sem a cobertura vegetal (GARCIA *et al.*, 1996; CASARES; CREED, 2008).

Halodule wrightii é provavelmente a espécie mais comumente encontrada ao longo da costa brasileira e se distribui desde a costa do Piauí até Santa Catarina (OLIVEIRA; PIRANI; GIULIETTI, 1983). Essa espécie possui grande plasticidade fenotípica (CREED, 1997) e alta capacidade de colonização (LABOREL-DEGUEN, 1963). Estudos indicaram que essa alta plasticidade fenotípica pode estar relacionada a características do ambiente como a turbidez da água, o fluxo, a temperatura, a salinidade, o tempo de emersão, ou mesmo por fatores genéticos (MCMILLAN, 1978; CREED, 1997). As populações permanentemente submersas ou raramente emersas (menos de 71% do tempo) apresentam folhas mais largas e compridas,

além da maior distância dos entrenós quando comparadas a populações de locais rasos (PHILLIPS, 1960; CREED, 1997). Além dos fatores ambientais, Tomasko (1992) afirma que fatores bióticos também podem influenciar na morfologia da planta, como relatado em seu estudo, onde o aumento da competição levou ao aumento da distância dos entrenós.

O primeiro relato da espécie no Brasil foi feito em 1957 por Lima, porém o primeiro trabalho só foi publicado em 1963 por Laborel-Deguen. Na década seguinte, den Hartog publicou vários trabalhos abordando as angiospermas marinhas da costa brasileira, ele também descreveu a espécie *Halodule emarginata* e posteriormente criou uma chave para identificar as espécies que, segundo o autor, ocorreriam no Brasil (DEN HARTOG, 1970, 1972). Posteriormente, foram realizados estudos sobre a ecologia, morfologia e fisiologia de *H. wrightii* (LACERDA; RESENDE, 1986; DUARTE, 1991; CREED, 1997; CREED; AMADO-FILHO, 1999; AMADO-FILHO *et al.*, 2004), adicionando conhecimentos importantes essa espécie.

Mundialmente, as angiospermas marinhas vêm sendo destruídas pelas atividades humanas, atuam elas de forma direta ou indireta sobre saúde dos bancos. A eutrofização (ORTH; MOORE, 1984; DUNTON, 1990; MCGLATHERY, 2001), os aterros (SHORT *et al.*, 2007), as dragagens (WALKER; MCCOMB, 1992; QUAMMEN; ONUF, 1993; ONUF, 1994), as mudanças na salinidade e o alto fluxo de embarcações (ELEUTERIUS, 1987; DAWES; HANISAK; KENWORTHY, 1995) podem ser altamente prejudiciais aos bancos de angiospermas marinhas. Ocorrendo algumas vezes várias dessas ações antrópicas sobre um único prado (PITANGA *et al.*, 2012). Um exemplo foi o trabalho publicado em 1999, por Creed e Amado-Filho descrevendo um estudo feito no Arquipélago dos Abrolhos mostrando como a atividade dos barcos que ancoravam no banco de *H. wrightii* entre a Ilha Redonda e a Ilha Siriba era danosa a comunidade local, podendo levar até mesmo um ano para a recuperação completa do local afetado pela âncora. Mudanças nos fatores abióticos do ambiente também são prejudiciais aos bancos de angiospermas marinhas. As mudanças podem ser causadas por razões naturais, como a ressurgência em certa época do ano que reduz a temperatura da água, ou por fatores antrópicos como o aumento do número de dessalinizadoras, que elevam a concentração de íons de sódio ao despejar seus dejetos na água do mar, aumentando sua salinidade (SÁNCHEZ-LIZASO *et al.*, 2008). Esses são apenas alguns exemplos de como a atividade humana ou natural pode interferir na dinâmica dos bancos de angiospermas marinha, necessitando de um acompanhamento periódico que viabilize a detecção de mudanças. Infelizmente ainda se sabe pouco sobre a dinâmica e a ecologia das angiospermas marinhas no Brasil (OLIVEIRA; PIRANI; GIULIETTI, 1983),

apesar do seu grande valor ecológico e reconhecida importância econômica (DAWES; HANISAK; KENWORTHY, 1995).

Esse trabalho teve como principais objetivos tentar entender mais sobre a dinâmica dos bancos de *H. wrightii* e observar como a competição e herbivoria afetam e modulam esse banco de *H. wrightii*.

1 ÁREA DE ESTUDO

Ilha de Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos (BA)

O local estudado situa-se na face norte da ilha de Santa Bárbara ($17^{\circ} 57,703$ S $38^{\circ} 41,834$ O), dentro do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAM Abrolhos) (Figura 1). O Arquipélago dos Abrolhos é composto por cinco ilhas disposta em um formato que lembra um semi-círculo. A ilha de Santa Bárbara é a maior ilha do Arquipélago e tem cerca de 1,5 Km de extensão por 300 m de largura e encontra-se 35 m acima do nível do mar. As demais ilhas pertencentes ao arquipélago são a ilha Guarita, que possui cerca de 100 m de extensão e 13 m de altura; a ilha Redonda, com quase 400 m de diâmetro e 36 m de altura; a ilha Siriba, com 300 m de extensão e 16 m de altura e a ilha Sueste, com 500 m de extensão e 15 m de altura. Mesmo com a disposição em arco, o arquipélago não possui origem vulcânica, mas sim trata-se de um estrutura dômica de amplitude maior parcialmente erodida e submersa (IBAMA-FUNATURA, 1991).

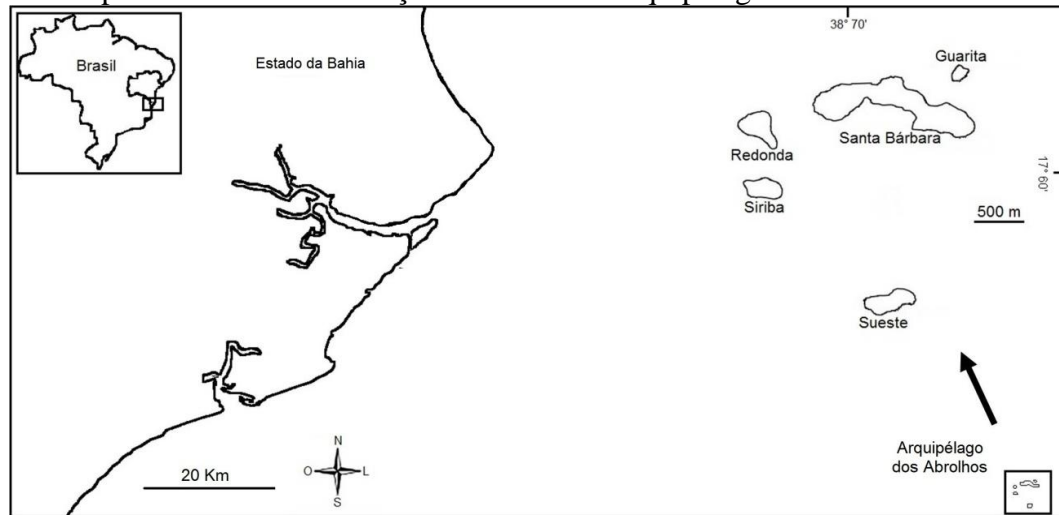
Três diferentes massas de ar regem o clima do arquipélago, a massa Equatorial Atlântica, a massa Tropical Atlântica e a massa Equatorial Continental (NIMER, 1979). O arquipélago localiza-se na parte sul da área de atuação dos ventos alísios, influenciando o sistema de ventos em duas direções principais, norte e leste (outubro a março) e sudeste (abril a setembro) (LEÃO, 2002). A temperatura média do ar varia entre 24°C e 27°C . As precipitações são irregulares e variam entre 52 mm e 113 mm, com um índice anual de aproximadamente 718 mm (SERRA, 1975).

A corrente do Brasil é responsável pela regulação da salinidade e pelas altas temperaturas da água na região dos Abrolhos durante todo o ano. A temperatura média da superfície da água do mar é de 25°C (variando entre 23°C e 27°C). A salinidade é alta nos meses de setembro e outubro, e reduzida nos meses de janeiro e fevereiro. As marés são semi-diurnas com altura máxima de 2,3 m (durante sigízia) e mínima de 0,5 m (durante quadratura) (LEÃO, 2002).

A região dos Abrolhos abriga a mais extensa área de recifes de coral do Brasil e de todo o oceano Atlântico Sul (LEÃO, 2002), além de concentrar a maior biodiversidade marinha relatada no Atlântico Sul (CASTRO; PIRES, 2001; LEÃO, 2002; KIKUCHI *et al.*, 2003). Um exemplo dessa grande diversidade são os valores elevados de riqueza encontrados pelo Programa de Levantamentos Rápidos (RAP), que relatou cerca de 1300 espécies distribuídas em seis grupos biológicos (DUTRA *et al.*, 2005).

O Laboratório de Ecologia Marinha Bêntica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro realizou alguns monitoramento esporádicos utilizando a metodologia *SeagrassNet* (SHORT *et al.*, 2006) no arquipélago desde 2003. No presente estudo foram utilizados apenas os dados coletados em 2012.

Figura 1- Mapa indicando a localização das ilhas do Arquipélago dos Abrolhos - BA.



2 MONITORAMENTO DE UM BANCO DE *Halodule wrightii* Ascherson NO NORDESTE DO BRASIL

Introdução

Os bancos de angiospermas marinhas formam habitats ecologicamente importantes, distribuídos pela costa de todo o mundo (LARKUM; ORTH; DUARTE, 2006). Eles servem de alimento e refúgio para um grande número de organismos (CREED, 2000b), incluindo várias espécies de valor comercial (DAWES; HANISAK; KENWORTHY, 1995; HECK JR; HAYS; ORTH, 2003). No Brasil as espécies de peixe *Prionotus punctatus* (Bloch, 1793) e siri *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 são exemplos de animais com valor comercial que se refugiam ou alimentam nos bancos (CREED, 2000b). Além de servirem como alimento e refúgio, as angiospermas marinhas agem como um filtro das águas costeiras, absorvendo parte do excesso de nutrientes (SHORT; SHORT, 1984) e contaminantes, como metais pesados, removendo-os da coluna d'água e retendo-os em suas folhas e raízes (AMADO-FILHO; PFEIFFER, 1999). O sistema de rizomas e raízes dos bancos de angiospermas marinhas retém o sedimento, estabilizando-o e, conseqüentemente, reduzindo a turbidez da água (FONSECA; FISHER, 1986). Essas são apenas algumas das razões que fazem com que os bancos de angiospermas marinhas possuam um valor ecossistêmico tão elevado (COSTANZA *et al.*, 1997), reforçando a importância ecológica desses sistemas.

Os bancos de angiospermas marinhas tem a capacidade de absorver nutrientes em excesso na massa d'água, porém apenas até uma determinada quantidade. Quando a quantidade de nutrientes é muito elevada, ela passa a ser um fator estressante e pode levar a redução ou mesmo desaparecimento do banco (GREEN; SHORT, 2003). Devido a sua sensibilidade a mudanças no ambiente, os bancos de angiospermas marinhas são bioindicadores de degradação do hábitat (DENNISON *et al.*, 1993; SHORT; BURDICK, 1996). Por isso, o monitoramento contínuo dos bancos pode apontar mudanças na qualidade ambiental (MARQUES; CREED, 2008).

A rede mundial de monitoramento *SeagrassNet* (*Global Seagrass Monitoring Network*) foi desenvolvida em 2001 com o objetivo de criar pontos fixos de monitoramento em bancos de angiospermas marinhas em todo o mundo. O uso de uma metodologia padrão e o estabelecimento de meses fixos para o monitoramento em todos os países (janeiro, abril, julho e outubro) viabiliza a detecção de mudanças ao longo dos anos e a comparação de diferentes pontos de monitoramento. O protocolo *SeagrassNet* é utilizado em mais de 30

países, com mais de 110 pontos fixos monitorados. Os dados coletados são enviados para o domínio www.seagrassnet.org juntando-se a rede de monitoramento global. No Brasil existem três pontos de monitoramento *SeagrassNet*, dois pontos no nordeste (Abrolhos - BA e Tamandaré - PE) e um ponto no sudeste (Cabo Frio - RJ).

Por localizarem-se na faixa costeira, parte mais densamente povoada, as angiospermas marinhas estão sujeitas a uma série de impactos antrópicos, sendo os principais o excesso de nutrientes na coluna d'água e o aumento de sedimentos, causando maior turbidez da água (GREEN; SHORT, 2003). Mesmo sabendo-se da importância desses sistemas, os bancos de angiospermas marinhas tem sido negligenciados. Conhecer os prados brasileiros é importante, pois só com o monitoramento constante dos bancos poderemos observar sua dinâmica sazonal, como a variação periódica na produtividade, no peso seco e no crescimento (MARQUES; CREED, 2008).

O objetivo desse estudo foi observar as mudanças ao longo de um ano em um banco de *H. wrightii* na Ilha de Santa Bárbara (Abrolhos - BA).

Supõe-se que devido as variações ambientais nos meses de janeiro e abril o banco de *H. wrightii* de Abrolhos (BA) apresentará maiores valores de cobertura, comprimento, densidade e peso seco de *H. wrightii* quando comparado ao meses de julho e outubro.

2.1 Material e métodos

2.1.1 Desenho amostral

O monitoramento foi realizado de acordo com o protocolo *SeagrassNet* (SHORT *et al.*, 2006), e foi feito nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de 2012, totalizando quatro monitoramentos.

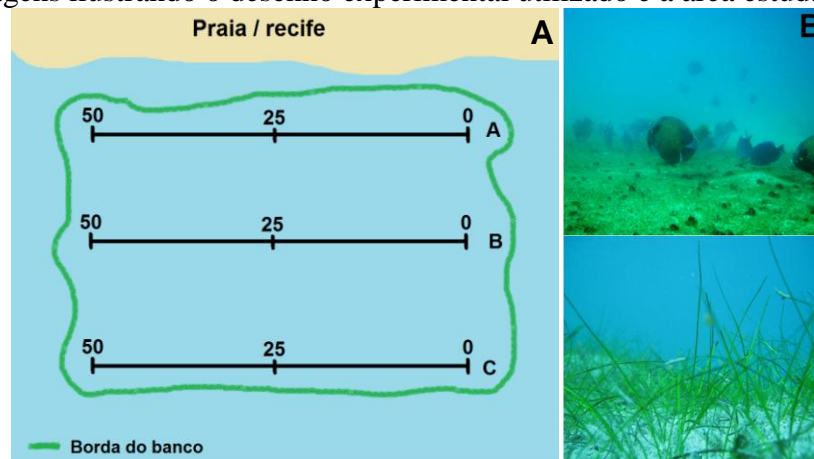
Foram utilizados três transectos de 50 m fixos, paralelos à costa. Cada transecto era marcado com o auxílio de três âncoras a 0 m, 25 m e 50 m, enterradas no sedimento, permitindo assim a repetição dos mesmos pontos em todos os monitoramentos. Os transectos foram distribuídos de acordo com a posição do banco de *H. wrightii*. O transecto A era o mais raso, onde se iniciava o banco, o transecto B posicionava-se próximo ao centro do banco e o transecto C localizava-se próximo ao fim do banco (Figura 2 A).

Dentro de cada transecto foram estabelecidos 12 pontos (selecionados aleatoriamente no primeiro monitoramento). Cada ponto possuía 0,25 m² e era demarcado com o auxílio de

um quadrado. Dentro de cada quadrado eram feitas as medidas de porcentagem de cobertura (de algas e *H. wrightii*), altura média dos eixos de *H. wrightii*, e era coletada uma amostra de 0,0035 m² para medição do peso seco e da densidade de eixos de *H. wrightii*.

Na âncora central de cada transecto era medida a salinidade e a temperatura da água. Outra medida realizada nos transectos A e C era a expansão/retração do banco, medida pela distância entre as âncoras e a margem do banco (Figura 2 B). No transecto A estimamos a mudança na parte rasa do banco, próxima a praia, e no transecto C observamos as mudanças na parte funda do banco, que não fica exposta durante as mudanças de maré.

Figura 2 - Imagens ilustrando o desenho experimental utilizado e a área estudada.



Legenda: (A) - Esquema demonstrando o posicionamento dos transectos permanentes dentro do banco de *Halodule wrightii* Ascherson estudado; (B) - Fotos da área do banco onde se encontram os transectos.

2.1.2 Análises dos dados

Foi feita uma correlação de Spearman (devido a não normalidade dos dados) entre os valores de porcentagem de cobertura de *H. wrightii* e algas nos transectos (A, B e C), visando observar uma possível relação entre as variações de cobertura ao longo do ano. Foi utilizado o Programa SYSTAT 10.2.

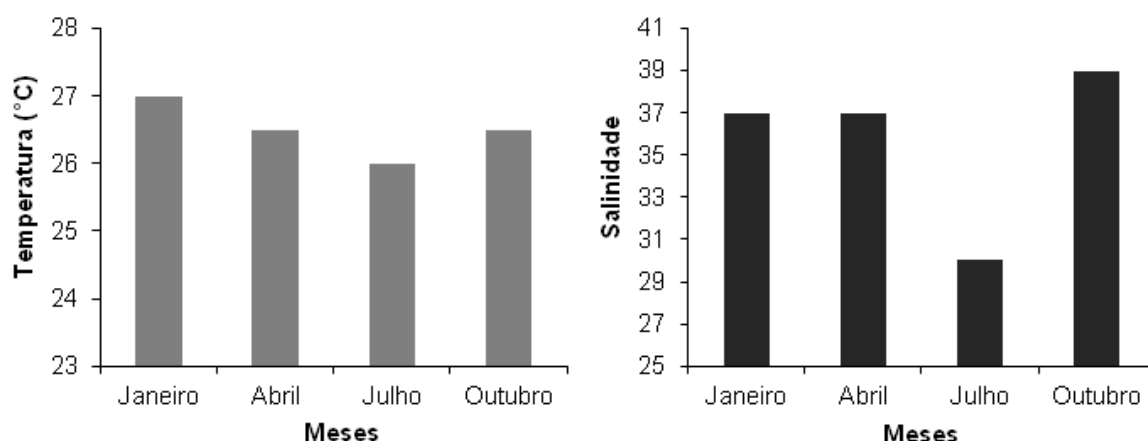
2.2 Resultados

Monitoramento do banco do Arquipélago dos Abrolhos (BA)

O banco de *H. wrightii* monitorado no Arquipélago de Abrolhos encontra-se há mais de sete metros de profundidade, não sofrendo assim grande influência da variação da maré. O banco não apresentou variações de salinidade e temperatura entre os transectos permanentes.

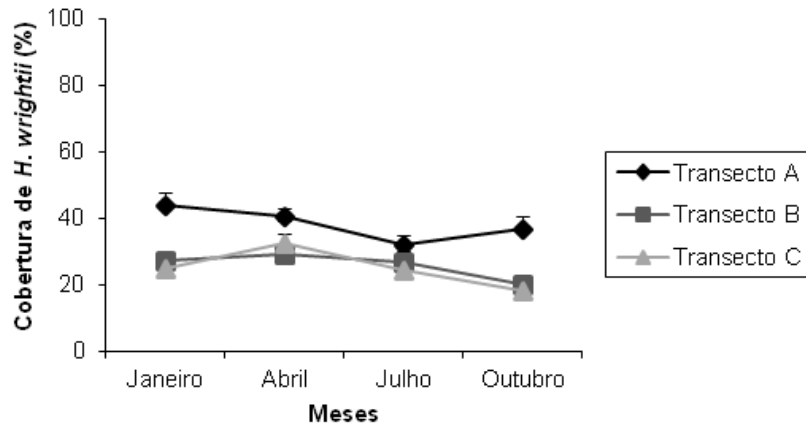
A temperatura variou ao longo do ano, sendo maior em janeiro (27°C) e menor em julho (26°C), abril e outubro apresentaram temperaturas iguais (26,5°C) (Figura 3). A salinidade foi de 37 em janeiro e abril, caindo para apenas 30 em julho e posteriormente elevando-se a 39 em outubro.

Figura 3 - Fatores abióticos medidos nas âncoras centrais dos três transectos fixos utilizados para o monitoramento do banco de *Halodule wrightii* Ascherson de Abrolhos - BA no ano de 2012.



A cobertura de *H. wrightii* no transecto A, apresentou valores maiores que os demais transectos em todas as épocas do ano, tendo seus maiores valores de cobertura em janeiro, com 44% de cobertura média de *H. wrightii* e seu menor valor em julho, com 32% de cobertura média (Figura 4). O transecto B apresentou seus maiores valores de cobertura média de *H. wrightii* em janeiro e abril (29% e 27%, respectivamente) e menores valores em outubro, com 20%. O transecto C seguiu um padrão similar ao B, com maiores valores de cobertura média de *H. wrightii* em janeiro e abril (25% e 32%, respectivamente) e com as menores coberturas médias em outubro, com 18%.

Figura 4 - Porcentagem de cobertura de *Halodule wrightii* Ascherson nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.

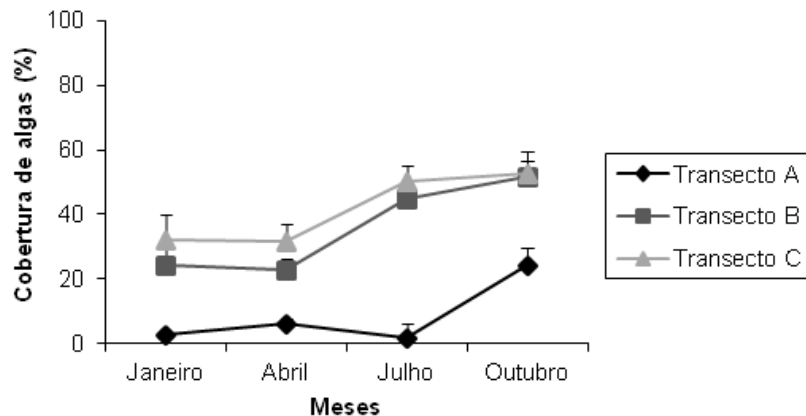


Nota: As barras indicam o erro padrão.

A cobertura média de algas foi maior nos transecto B e C, tendo sempre valores abaixo de 24% no transecto A (Figura 5). O transecto B teve sua maior cobertura média de algas no mês de outubro, com 51% e a menor no mês de abril, com 22%. O transecto C apresentou coberturas de algas mais altas em julho e outubro (50% e 52%, respectivamente) e menores em janeiro e abril (32% e 31%, respectivamente).

A correlação feita com os valores de porcentagem de cobertura de *H. wrightii* e algas nos transectos A, B e C indicou uma relação negativa entre ambas ($r_s = -0,66$; $n=144$; $p<0,005$).

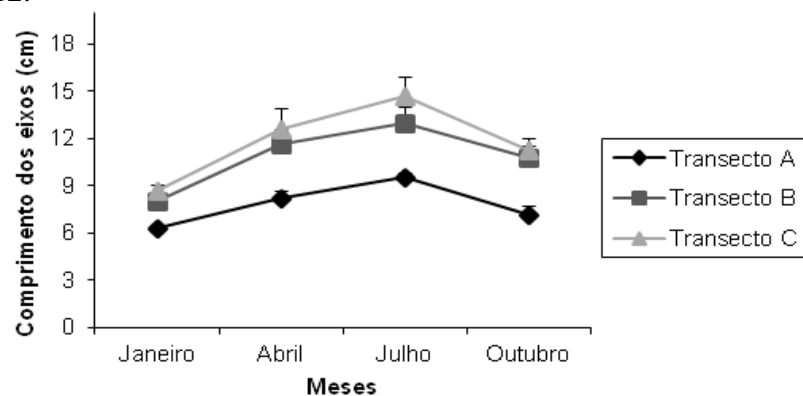
Figura 5 - Porcentagem de cobertura de macroalgas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.



Nota: As barras indicam o erro padrão.

O transecto C apresentou os maiores valores de altura média de eixo de *H. wrightii* dos transectos estudados (Figura 6). Todos os transectos apresentaram a mesma tendência, com os maiores valores de altura média em julho e os menores em janeiro. O transecto C apresentou 8 cm de altura média dos eixos em janeiro, chegando a 14 cm em julho. O transecto B variou de 8 cm em janeiro a 13 cm em julho, já o transecto A, variou de 6 cm em janeiro a 9 cm em julho, sendo o transecto com os menores valores de altura média de eixos.

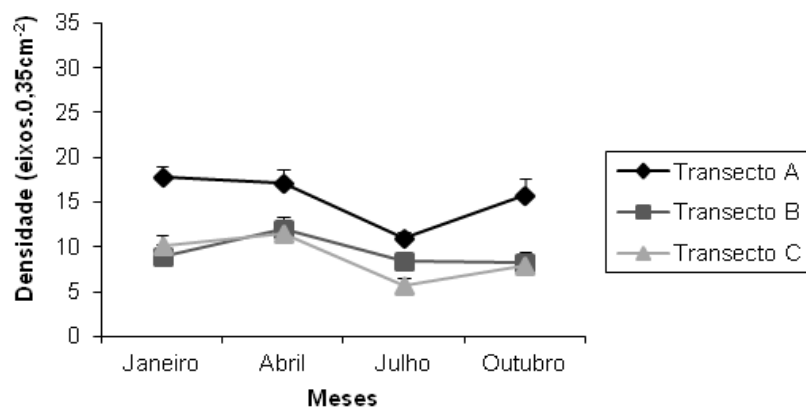
Figura 6 - Comprimento dos eixos de *Halodule wrightii* Ascherson encontrada nas amostras coletadas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.



Nota: As barras indicam o erro padrão.

A densidade de eixos foi maior no transecto A em todas as épocas do ano, variando entre 11 eixos. $0,35\text{cm}^{-2}$ em julho e 18 eixos. $0,35\text{cm}^{-2}$ em janeiro (Figura 7). O transecto B e C apresentaram valores iguais em abril e outubro (12 eixos. $0,35\text{cm}^{-2}$ em abril e 8 eixos. $0,35\text{cm}^{-2}$ em outubro). Em julho o transecto B teve 8 eixos. $0,35\text{cm}^{-2}$ e o transecto C, 6 eixos. $0,35\text{cm}^{-2}$.

Figura 7 - Densidade (eixos. $0,35\text{cm}^{-2}$) de *Halodule wrightii* Ascherson encontrada nas amostras coletadas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.



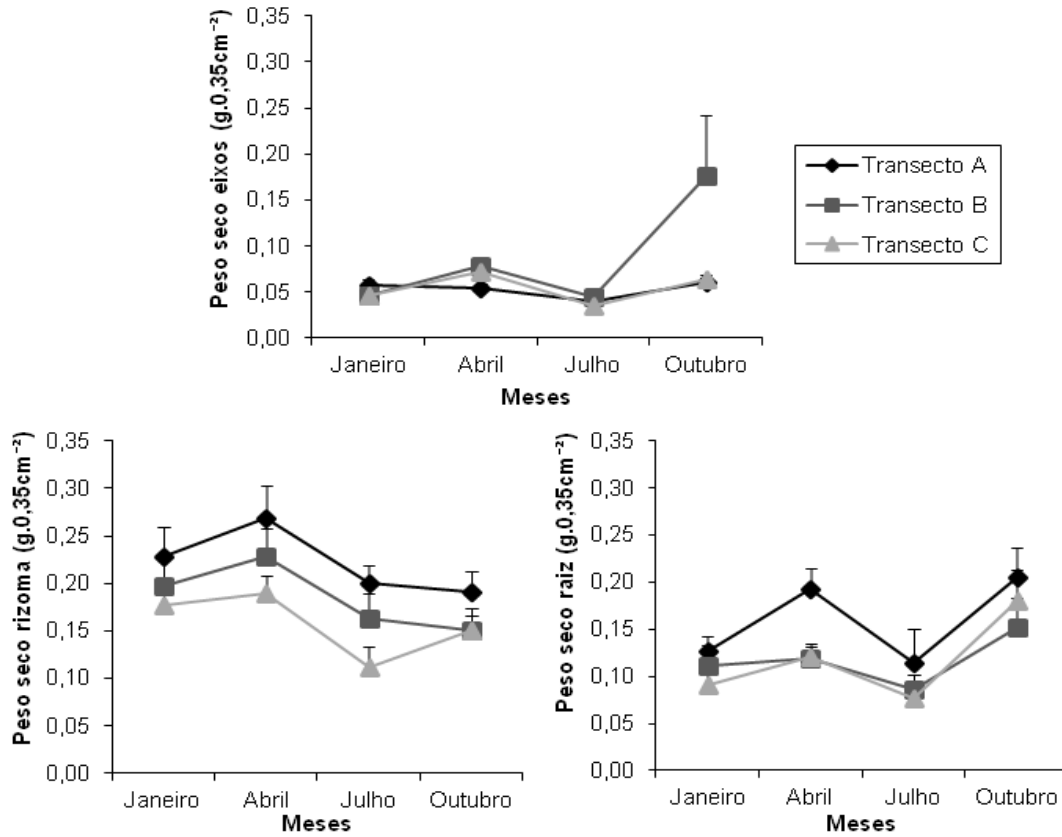
Nota: As barras indicam o erro padrão.

O peso seco médio dos eixos de *H. wrightii* no transecto A variou de 0,0406 g.0,35cm⁻² em julho a 0,0602 g.0,35cm⁻² em outubro (Figura 8). O transecto B apresentou o maior peso médio de eixos, que foi de 0,1757 g.0,35cm⁻² no mês de outubro. O transecto C teve seu menor peso seco em julho, com apenas 0,0344 g.0,35cm⁻² e seu maior valor foi atingido em abril, com 0,0726 g.0,35cm⁻².

O peso seco médio dos rizomas de *H. wrightii* apresentou uma tendência similar em todos os transectos, com os maiores valores em abril e os menores valores em julho e outubro. O transecto A apresentou o maior peso seco de rizomas em todas as épocas do ano, chegando a 0,2687 g.0,35cm⁻² em abril e caindo para 0,1908 g.0,35cm⁻² em outubro. Em abril o transecto B teve 0,2280 g.0,35cm⁻² de peso seco de rizomas e em outubro diminuiu para 0,1511 g.0,35cm⁻². O transecto C variou de 0,1900 g.0,35cm⁻² em abril para 0,111 g.0,35cm⁻² em julho.

O peso seco médio das raízes foi maior no transecto A em todas as épocas do ano, com os maiores valores em abril e outubro (0,1925 g.0,35cm⁻² e 0,2048 g.0,35cm⁻², respectivamente) e menores em janeiro e julho (0,1269 g.0,35cm⁻² e 0,1137 g.0,35cm⁻², respectivamente). O transecto B apresentou valores similares de peso seco em janeiro e abril (0,1119 g.0,35cm⁻² e 0,1184 g.0,35cm⁻², respectivamente) e seu maior valor foi encontrado no mês de outubro, com 0,1524 g.0,35cm⁻². O transecto C seguiu a mesma tendência do transecto A, com maiores valores de peso seco médio de raízes em abril e outubro (0,1200 g.0,35cm⁻² e 0,1795 g.0,35cm⁻², respectivamente) e menores em janeiro e julho (0,906 g.0,35cm⁻² e 0,0701 g.0,35cm⁻², respectivamente).

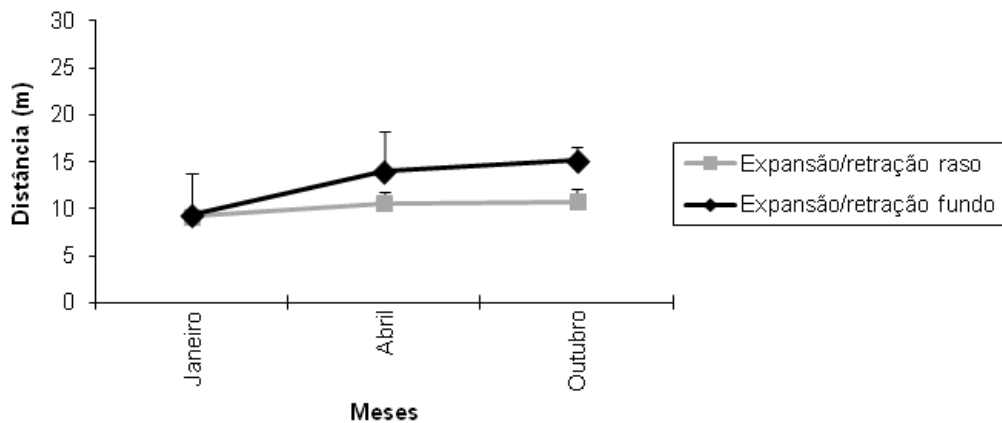
Figura 8 - Peso seco de *Halodule wrightii* Ascherson nas amostras coletadas nos transectos permanentes monitorados em Abrolhos - BA no ano de 2012.



Nota: As barras indicam o erro padrão.

O banco de *H. wrightii* de Abrolhos teve um crescimento positivo em todos os monitoramentos (Figura 9). A expansão rasa foi de 9 m em janeiro para 11 m em abril e outubro. A expansão no fundo foi de 9 m em janeiro para 14 m em abril e 15 m em outubro. Não foi possível a medição do banco no mês de julho, devido as más condições do mar.

Figura 9 - Expansão do banco de *Halodule wrightii* Ascherson de Abrolhos - BA no ano de 2012.



Nota: As barras indicam o erro padrão.

2.3 Discussão

A porcentagem de cobertura de *Halodule wrightii* seguiu o padrão esperado, já citado na literatura, com maior cobertura nos meses de janeiro e abril e menores valores em julho e outubro (OLIVEIRA *et al.*, 1997; CREED, 1999; SORDO, 2008; SORDO *et al.*, 2011). Entre todos os transectos amostrados, o transecto A apresentou os maiores valores de cobertura de *Halodule* e os menores valores de cobertura de algas. Esses resultados refletem a proximidade do transecto A do recife de corais, que possui uma alta densidade de herbívoros e uma alta pressão de herbivoria, que diminui com o distanciamento do recife de corais (dados do segundo capítulo). Essa alta herbivoria mantém a cobertura de algas sempre em baixos níveis, limitando com isso a competição e a possível redução da luminosidade causada pelas algas, permitindo uma maior cobertura de *H. wrightii* nesse transecto que nos demais. Short e colaboradores (2006) também encontraram uma menor cobertura de algas e maior cobertura de *H. wrightii* nos transectos situados próximos aos recifes de corais em Abrolhos.

A correlação feita com a porcentagem de algas e *H. wrightii* encontradas em Abrolhos demonstrou relação negativa entre ambas, visto que quando ocorreu um aumento da porcentagem de algas, ele acarretou a diminuição da cobertura de *H. wrightii*. Esse resultado também foi encontrado em outro estudo realizado no sudeste do Brasil, Marques (2010) durante seu estudo em um banco de angiospermas marinhas de Cabo Frio, observou uma relação negativa e significativa entre a cobertura de macroalgas e a cobertura de *H. wrightii*. Em Cabo Frio, existia uma alta densidade das algas dos gêneros *Ulva*, *Jania*, *Hypnea* e *Acanthophora*, que formavam tapetes e cresciam livremente sobre o banco de *H. wrightii*, já em nosso estudo em Abrolhos, a maior parte das espécies de macroalgas eram rizofíticas necessitando de sedimento para se estabelecer, e provavelmente devido a essa competição por espaço foi encontrada essa relação negativa entre a porcentagem de cobertura das macroalgas rizofíticas e *H. wrightii*. Essa competição entre as macroalgas rizofíticas e *H. wrightii* já havia sido relatada como provável limitante a expansão da margem funda do banco de Abrolhos por Short e colaboradores (2006), porém os autores não haviam realizado experimentos de competição, apenas indicaram a competição como a provável razão, o que também foi observado em nosso estudo.

O transecto A apresentou valores menores de altura que os demais transectos. Esse resultado provavelmente ocorreu devido a sua proximidade com o recife de corais, que abrigava um alto número de peixes herbívoros que predavam *H. wrightii* com alta frequência (dados do segundo capítulo). Devido a constante regulação da altura dos eixos realizada pelos

predadores, o transecto A foi o que apresentou a menor variação da altura média ao longo dos meses. A predação contínua do transecto A manteve a altura dos eixos entre 6,3 cm e 9,5 cm, enquanto no transecto mais afastado houve variação de até 6 cm entre os meses.

A densidade de eixos foi maior no transecto A, esses dados corroboram com Short e colaboradores (2006) que encontraram maiores valores de densidade de eixos no transecto próximo ao recife de corais. Um estudo realizado por Tomasko (1992) observou que *H. wrightii* pode aumentar a distância entre os nós em resposta ao estresse causado pela competição com outras espécies e como a densidade de algas é maior nos transectos mais afastados do recife, essa poderia ser a razão para a menor densidade nos transectos B e C.

O peso seco das partes abaixo do sedimento (rizoma e raiz) foi maior que das partes fora do sedimento (eixos e folhas) em todos os meses e transectos. Essa tendência já havia sido relatada por Magalhães e colaboradores (1997) na Praia do Pilar, Pernambuco. O peso seco total em Abrolhos teve valores sempre acima de $0,87 \text{ g} \cdot 0,35 \text{ cm}^{-2}$, esse valor foi maior que os relatados por Short e colaboradores (2006) nos monitoramentos realizados nos anos de 2002, 2003 e 2004, indicando o aumento do peso seco médio do banco de Abrolhos. Os meses de abril e outubro foram os que apresentaram os maiores valores de peso seco. Normalmente, os valores mais altos de peso seco são encontrados no verão e na primavera, com menores valores no outono e inverno (CORBISIER, 1994; OLIVEIRA *et al.*, 1997; CREED, 1999).

Com relação a expansão e/ou retração dos bancos, foi observado o aumento e depois estabilização do banco de Abrolhos. Nossos dados diferem dos encontrados por Short e colaboradores (2006), onde foi observado um pequeno aumento (apenas 2 m) na margem funda em 2002 e 2003 e depois uma retração no ano de 2004. A margem rasa também diferiu, chegando a apenas 6 m de distância das âncoras no período monitorado pelos autores. Esses dados mostram que houve um aumento na extensão do banco entre 2004 e 2012 devido a alguma modificação no ambiente.

Apesar da aparente constância dos bancos de angiospermas marinhas, pudemos observar nesse estudo o quanto esse sistema é dinâmico, já que *H. wrightii* apresentou variações temporais e de acordo com o ambiente onde está inserida. Seja pela maior densidade de herbívoros ou pela maior competição com as macroalgas, mostrando a grande plasticidade dessa espécie. Esse resultado também demonstra a importância do acompanhamento constante dos bancos de angiospermas marinhas, pois só assim podemos detectar variações que nos permitam assegurar a saúde desses sistemas tão importantes. A metodologia de pontos fixos mostrou-se eficaz e sensível a todas as variáveis amostradas,

indicando que é um método simples que pode ser usado para monitoramentos longos em diversos tipos de bancos de angiospermas marinhas.

REFERÊNCIAS

- AMADO-FILHO, G. M. *et al.* Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. *Aquatic Botany*, 80(4): 241-251. 2004.
- CASARES, F. A.; CREED, J. C. Do small seagrasses enhance density, richness, and diversity of macrofauna? *Journal of Coastal Research*, 243: 790-797. 2008.
- CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs : what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 357-371. 2001.
- CORBISIER, T. N. Macrozoobentos da Praia do Codó (Ubatuba, SP) e a presença de *Halodule wrightii* Ascherson. *Boletim do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, 42: 99-111. 1994.
- COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260. 1997.
- CREED, J. C. Morphological variation in the seagrass *Halodule wrightii* near its southern distributional limit. *Aquatic Botany*, 59: 163-172. 1997.
- CREED, J. C. Distribution , seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state , Brazil. *Aquatic Botany*, 65: 47-58. 1999.
- CREED, J. C. The biodiversity of Brazil's seagrasses and seagrass habitats: a first analysis. *Biologia Marina Mediterrânea*.7(2): 207-210. 2000b.
- CREED, J. C.; AMADO-FILHO, G. M. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 235: 285-306. 1999.
- DAWES, C. J.; HANISAK, D.; KENWORTHY, W. J. Seagrass biodiversity in the Indian River Lagoon. *Bulletin of Marine Science*, 57: 59-66. 1995.
- DEN HARTOG, C. *Halodule emarginata* nov. sp., a new sea-grass from Brazil (Potamogetonaceae). *Blumea*, 18: 65 - 66. 1970.
- DEN HARTOG, C. The sea-grasses of Brazil. *Acta Botanica Neerlandica*, 21(5): 512-516. 1972.
- DEN HARTOG, C.; KUO, J. Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. In: LARKUM, A. W. D.; ORTH, R. J.; DUARTE, C. M. (Org.). *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Netherlands: Springer, 2006. p. 1-23.
- DENNISON, W. C. *et al.* Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation. *BioScience*, 43(2): 86-94. 1993.

DUARTE, C. M. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, 77: 289-300. 1991.

DUARTE, C. M. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29(2): 192-206. 2002.

DUNTON, K. H. Production ecology of *Ruppia maritima* L. and *Halodule wrightii* Aschers. in two subtropical estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 143(3): 147-164. 1990.

DUTRA, G. F. *et al.* (Org.). A rapid marine biodiversity assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 38. Washington: Conservation International. 2005.

ELEUTERIUS, L. N. Seagrass ecology along the coast of Alabama, Louisiana and Mississippi. 11-24 in: DURAKO, M. J.; PHILLIPS, R. C.; LEWIS, R. R. (eds) *Proceedings of the symposium on subtropical-tropical seareasses of the southeastern United States*. 1984.

FONSECA, M. S.; CAHALAN, J. A. A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35: 565-576. 1992.

FONSECA, M. S.; FISHER, J. S. A comparison of canopy friction and sediment movement between four species of seagrass with reference to their ecology and restoration. *Marine Ecology Progress Series*, 29: 15-22. 1986.

GARCIA, A. M. *et al.* Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos (RS - Brasil). *Nauplius*, 4: 113-128. 1996.

GREEN, E. P.; SHORT, F. T. *World Atlas of Seagrasses*. Berkley, USA: University of California Press. 2003. p. 332

HECK JR, K. L.; HAYS, G.; ORTH, R. J. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 253: 123-136. 2003.

IBAMA-FUNATURA. Plano de manejo - Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/ Fundação Pró-Natureza. 1991. p. 96

KAISER, M. J. *et al.* *Marine Ecology: processes, systems, and impacts*. Second ed. New York: Oxford University Press. 2011. p. 576

KIKUCHI, R. K. P. *et al.* Rapid assessment of the Abrolhos reefs, easterns Brazil (Part 2: fish communities). In: LANG, J. C. (Org.). *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Assessment (AGRRA) Program*. *Atoll Research Bulletin* 496, 2003. p. 188-203.

LABOREL-DEGUEN, F. Nota preliminar sobre a ecologia das pradarias de fanerógamas marinhas na costa das Estados de Pernambuco e da Paraíba. *Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade de Recife*, 3: 39-50. 1963.

- LACERDA, L. D.; RESENDE, C. E. Metals in the seagrass *Halodule wrightii* Aschers during one growing season. *Revista Brasileira de Botânica*, 9: 87-90. 1986.
- LARKUM, A W D; ORTH, R. J.; DUARTE, C. M. Seagrasses : biology, ecology and conservation. Netherlands: Springer, 2006. p. 689
- LEÃO, Z. M. A. N. Abrolhos, BA: o complexo recifal mais extenso do Atlântico Sul. In: SCHOBENHAUS, C. *et al.* (Org.). Sítios geológicos e paleontológicos do Brasil. Brasília: Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos (SIGEP). 2002. p. 345-359.
- LIMA, D. Estudos fitogeográficos de pernambuco. *Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica*, 4: 243-274. 1957.
- MAGALHÃES, K. M.; ESKINAZI-LEÇA, E.; MOURA JR, A. M. Morfometria e biomassa da fanerógama marinha *Halodule wrightii* Ascherson no litoral norte de Pernambuco. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 25: 83-92. 1997.
- MARQUES, L. V. Dinâmica populacional de *Halodule wrightii* Ascherson e sua fauna e flora associada em Cabo Frio – RJ. Tese de doutorado. Departamento de Ecologia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2010.
- MARQUES, L. V.; CREED, J. C. Biologia e ecologia das fanerógamas marinhas do Brasil. *Oecologia Australis*, 12(2): 315-331. 2008.
- MCGLATHERY, K. J. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *Journal of Phycology*, 37: 453-456. 2001.
- MCMILLAN, C. Morphogeographic variation under controlled conditions in five seagrasses, *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Halophila engelmannii*, and *Zostera marina*. *Aquatic Botany*, 4: 169-189. 1978.
- NIMER, E. Climatologia do Brasil. Rio de Janeiro: Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente/ Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1979. p. 421
- OLIVEIRA, E. C. *et al.* Phenology of a seagrass (*Halodule wrightii*) bed on the southeast coast of Brazil. *Aquatic Botany*, 56: 25-33. 1997.
- OLIVEIRA, E. C.; PIRANI, J. R.; GIULIETTI, A. M. The Brazilian seagrasses. *Aquatic Botany*, 16: 251-267. 1983.
- ONUF, C. P. Seagrasses, dredging and light in Laguna Madre, Texas, U.S.A. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39: 75-91. 1994.
- ORTH, R. J.; MOORE, K. A. Distribution and abundance of submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: an historical perspective. *Estuaries*, 7(4): 531-540. 1984.
- PHILLIPS, R. C. Environmental effect on leaves of *Diplantera du petit-thouars*. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean*, 10(3): 346-353. 1960.

- PITANGA, M. E. *et al.* Quantification and classification of the main environmental impacts on a *Halodule wrightii* seagrass meadow on a tropical island in northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 84: 35-42. 2012.
- QUAMMEN, M. L.; ONUF, C. P. Laguna Madre: seagrass changes continue decades after salinity reduction. *Estuaries*, 16(2): 302-310. 1993.
- SCOFFIN, T. P. The Trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini Lagoon, Bahamas. *Journal of Sedimentary Petrology*, 40: 249-273. 1970.
- SERRA, A. Climatologia do Brasil 3. *Boletim Geográfico*, 33: 43-95. 1975.
- SHORT, F. T.; BURDICK, D. M. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 19(3): 730-739. 1996.
- SHORT, F. T. *et al.* SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat, worldwide edition. Durham, NH. 2006. p. 75
- SHORT, F. *et al.* Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 3-20. 2007.
- SHORT, P. T.; SHORT, C. A. The seagrass filter: purification of estuarine and coastal waters. In: KENNEDY, V. S. (Org.). *The Estuary as a Filter*. Orlando: Academic Press, 1984. p. 395-413.
- SORDO, L. Alterações na estrutura e funcionamento de um banco de *Halodule wrightii* (Cymodoceaceae) durante um florescimento massivo de epífitas na Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Dissertação de mestrado. Programa de Pós Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos. Universidade Federal do Paraná. 2008.
- SORDO, L. *et al.* Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. *Botanica Marina*, 54: 13-21. 2011.
- SWEATMAN, H.; ROBERTSON, D. R. Grazing halos and predation on juvenile Caribbean surgeonfishes. *Marine Ecology Progress Series*, 111: 1-6. 1994.
- TOMASKO, D. Variation in growth form of shoal grass (*Halodule wrightii*) due to changes in the spectral composition of light below a canopy of turtle grass (*Thalassia testudinum*). *Estuaries*, 15(2): 214-217. 1992.
- TOMLINSON, P. B. Vegetative morphology and meristem dependence - the foundation of productivity in seagrasses. *Aquaculture*, 4: 107-130. 1974.
- WALKER, D. I.; MCCOMB, A. J. Seagrass degradation in Australian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 25: 191-195. 1992.

3 CARACTERIZAÇÃO DE POTENCIAIS GRADIENTES AMBIENTAIS NA DISTRIBUIÇÃO DAS MACRÓFITAS

Introdução

Os bancos de angiospermas marinhas localizam-se na região costeira. Normalmente existem outros sistemas próximos como recifes de corais e manguezais. Já se sabe da existência de ligações entre esses sistemas (ALONGI, 1989; PARRISH, 1989; VALENTINE, *et al.*, 2008) e que em alguns locais onde existem recifes e bancos de angiospermas marinhas, pode haver exportação de uma grande parte da produção dos recifes para os bancos (WERNBERG *et al.*, 2006). Essa matéria exportada do recife é utilizada pelos organismos que habitam o banco de angiospermas (WERNBERG *et al.*, 2006; DOROPOULOS *et al.*, 2009). Mesmo havendo conectividade, a biota do banco de angiospermas difere da encontrada nos habitats adjacentes (VAN ELVEN; LAVERY; KENDRICK, 2004; BOSTRÖM; JACKSON; SIMENSTAD, 2006; TUYA *et al.*, 2010). A similaridade entre a composição das assembleias que habitam os sistemas adjacentes, tende a diminuir com o aumento da distância dos limites do habitat (TUYA *et al.*, 2011).

Os fundos arenosos apresentam características ambientais variáveis de acordo com os componentes físicos e biológicos aos quais estão sujeitos. Os bancos de angiospermas marinhos normalmente ocorrem em locais com baixo fluxo de água e baixa turbidez, que viabilizam o desenvolvimento dos sistemas de raízes e rizomas, permitindo a realização da taxa de fotossíntese necessária para o desenvolvimento das plantas. O requerimento de luz exigido pelas angiospermas marinhas é maior que o geralmente necessário, para outras espécies de organismos fotossintetizantes marinhos como: micro e macroalgas (DUARTE, 1995), ressaltando a influência que os sedimentos em suspensão e consequente aumento da turbidez da água pode ter sobre o banco de angiospermas marinhas.

Outro fator que limita o estabelecimento e a expansão dos bancos de angiospermas marinhas são as relações ecológicas aos quais as macrófitas estariam sujeitas. A intensidade de herbivoria e a competição com outros organismos, são alguns exemplos de fatores ecológicos que interferem no estabelecimento dos bancos de macrófitas marinhas. A herbivoria influencia fortemente a organização e composição da comunidade vegetal (HULME, 1996). Normalmente a atividade de herbívoros remove uma pequena porcentagem da produção gerada pelas angiospermas marinhas (CEBRIÁN; DUARTE; MARBÀ, 1996),

porém, existem situações relatadas na literatura, onde mais da metade da produção é consumida por herbívoros (HEMMINGA; HARRISON; LENT, 1991). Uma alta intensidade de herbivoria poderia limitar a expansão dos bancos de angiospermas marinhas ou mesmo impedir o desenvolvimento de macrófitas (HAY, 1984).

Já foram descritos diferentes padrões para explicar a distribuição das macrófitas. Existe o padrão em que a distribuição das macrófitas é mediada pelo gradiente de intensidade de herbivoria, que varia entre o recife de corais e o banco de macrófitas. No Brasil um padrão foi descrito por Short e colaboradores (2006) onde logo após o recife havia a formação de um *halo*, ou seja, a formação de uma faixa de areia causada pela intensa herbivoria ou pelo alto hidrodinamismo que inviabiliza o estabelecimento das macrófitas, após o *halo* segue-se o banco de angiospermas marinhas e apenas após uma determinada distância do recife é que as macroalgas conseguem se estabelecer em abundância. Esse padrão descrito já foi encontrado em outros locais como, por exemplo, no Caribe (SWEATMAN; ROBERTSON, 1994).

Conhecer os bancos de angiospermas marinhas é fundamental devida a sua importância ecológica para o ambiente marinho. As angiospermas possuem uma alta taxa de crescimento e de produtividade primária, por isso tendem a formar a base da cadeia alimentar nos locais onde ocorrem (SWEATMAN; ROBERTSON, 1994). Também servem como habitat para outros organismos incluindo espécies de importância comercial (CREED, 2000; DORENBOSCH *et al.*, 2004). Seus sistemas de raízes e rizomas estabilizam o sedimento (SCOFFIN, 1970), as folhas e eixos modificam o fluxo de água (FONSECA; CAHALAN, 1992). Devido a esse e outros fatores, os bancos de angiospermas marinhas contribuem para o aumento da diversidade dos ambientes onde ocorrem pois, já foi comprovado que a presença dos bancos eleva a riqueza dos fundos de sedimento não consolidado (CASARES; CREED, 2008) ressaltando a importância da conservação desses habitats.

Esse capítulo tem como objetivo caracterizar as faixas de distribuição das macrófitas com relação aos fatores ambientais como o fluxo de água e a taxa de sedimentação e com relação as interações ecológicas como a pressão de herbivoria.

Espera-se que o fluxo de água seja similar em todas as faixas de distribuição das macrófitas; que a taxa de sedimentação provavelmente varie entre as faixas de distribuição das macrófitas; e que a pressão de herbivoria decline com o distanciamento do recife de corais.

3.1 Material e métodos

3.1.1 Gradiente de herbivoria

Para caracterizar a pressão de herbivoria em diferentes pontos da área estudada foram realizados três ensaios, que consistiam na utilização de 10 pregadores contendo pedaços de 7 cm de *H. wrightii* colocados a quatro distâncias do costão (0, 4, 8 e 16 m) durante uma hora e meia (Figura 10). Posteriormente os eixos foram medidos e observava-se a variação no seu tamanho (em cm) devido a herbivoria por peixes recifais. Os ensaios foram realizados em três diferentes dias e horários visando a confirmação das padrões de herbivoria.

Figura 10 - Fotografia de uma das réplicas localizadas dentro do banco de *Halodule wrightii* Ascherson estudado em Abrolhos, BA.



3.1.2 Taxa de sedimentação potencial

Para a verificação da sedimentação, foram utilizados 15 coletores de sedimento, dispostos paralelamente ao recife de corais (Figura 11). Os coletores foram colocados em trios a 4 m (na zona *halo*), 7 m (transição entre o *halo* e a zona dominada por *H. wrightii*), 13 m (zona dominada por *H. wrightii*), 23 m (transição entre a zona dominada por *H. wrightii* e a zona dominada por macroalgas) e 32 m (zona dominada por macroalgas) do recife de corais. Os coletores foram feitos de canos de PVC com 40 mm de diâmetro e 25 cm de altura, apresentando assim uma razão maior que 5, considerada ideal para fluxos verticais em fluídos horizontais de velocidade moderada (HARGRAVE; BURNS, 1979).

Os coletores ficaram 21 dias em campo, após esse período foram tampados e seu conteúdo foi filtrado para remoção da água. As amostras foram colocadas em estufa a 50°C

por 72 h, sendo em seguida pesadas com uma balança de precisão. A taxa de sedimentação potencial (Q_t) foi calculada pela fórmula:

$$Q_t = M / t \cdot A$$

Onde t é o tempo de permanência do coletor na água em dias e A a área da boca do coletor. Com esse cálculo é possível obter a massa sedimentada por metro quadrado por dia (em quilogramas). Os resultados obtidos foram comparados para a observação do potencial de sedimentação nos diferentes pontos de estudo.

Figura 11 - Imagens dos coletores na faixa *halo*, na zona de transição entre as faixas *halo* e dominada por *Halodule wrightii* Ascherson e na faixa dominada por *H. wrightii* após 21 dias em campo.



3.1.3 Análise do fluxo de água

O fluxo de água foi medido com a utilização de método de *clod card* (DOTY; 1971; JOKIELL; MORRISSEY, 1993). As placas foram confeccionadas em laboratório com gesso e água (seguindo a proporção indicada pelo fabricante), após a secagem do gesso as placas foram postas em estufa a 60°C por 24 h. Após a estufa, com o auxílio de uma balança de precisão, foi medido o peso inicial de cada placa.

As placas foram levadas para a área estudada nos dias 17-18 de abril de 2012 (ficando imersas durante 26 horas) e foram postas paralelamente ao recife de corais em grupos de três nas diferentes zonas de distribuição das macrófitas. Duas placas foram utilizadas como controle e ficaram em tonéis com 30 l de água do mar coletada no local do experimento durante 12 horas. Os tonéis ficaram sempre na sombra e imóveis para evitar variações na temperatura e na movimentação da água. Após retiradas do campo, as placas secaram naturalmente e depois foram postas por 24 h na estufa antes da pesagem.

A calibração foi feita com a seguinte equação:

$$m_c (t_c/t_e) = k$$

Onde:

m_c = massa perdida durante o período de calibração

t_c = período de calibração

t_e = período de exposição no mar

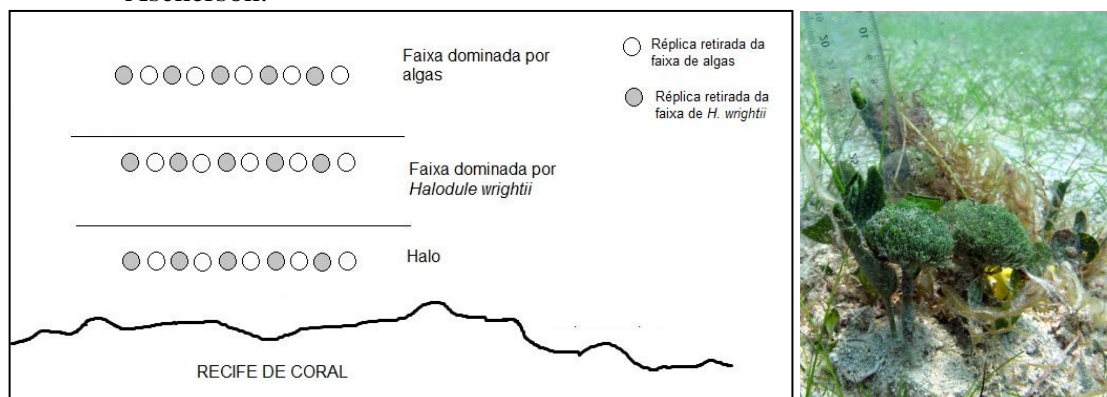
O fator de difusão (DF) foi tido como a razão entre k e a massa perdida pela placa durante sua imersão no mar. Com os diferentes valores de DF foi possível observar as variações no fluxo de água nas diferentes zonas de distribuição de macrófitas.

3.1.4 Quantificação da pressão de herbivoria nas diferentes faixas de distribuição das macrófitas

Foram realizados transplantes entre a faixa *halo*, a faixa dominada por *H. wrightii* e a faixa dominada por macroalgas. As amostras foram retiradas com o auxílio de um amostrador circular (*corer*) de 20 cm de diâmetro, com 15 cm de sedimento. Os transplantes foram dispostos intercalados, paralelos ao costão. Cada faixa recebeu cinco réplicas de cada (Figura 12).

Cada faixa recebeu no total dez amostras. Os transplantes foram marcados no centro com lacres fincados no sedimento. Na área central da amostra (delineada com um quadrado de 10x10 cm) foi estimada a porcentagem de cobertura de macroalgas e de *H. wrightii*, sendo também aferida a altura média das folhas e a densidade dos eixos de *H. wrightii*. As medidas foram feitas no dia da implantação do experimento, e quatro, nove e 15 dias depois.

Figura 12 - Esquema demonstrando a distribuição das réplicas nas diferentes faixas de distribuição dos organismos e imagem de uma das réplicas retiradas da faixa de macroalgas e transplantada para a faixa dominada por *Halodule wrightii* Ascherson.



3.1.5 Análise dos dados

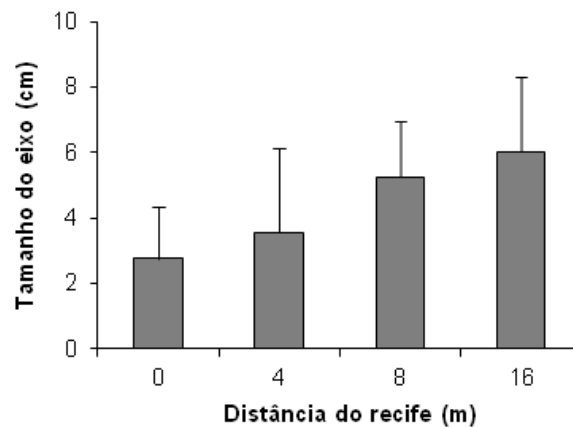
Para testar diferenças entre tratamentos nos diferentes experimentos, foram feitas análises de variância (ANOVA de um fator) com o pacote SYSTAT 10.2.

3.2 Resultados

3.2.1 Intensidade de herbivoria

Os ensaios indicaram um gradiente onde a intensidade de herbivoria diminuiu significativamente com o distanciamento do recife ($F_{(1,16)} = 11,72$; $p \leq 0,001$) (Figura 13). Os eixos de *H. wrightii* que foram transferidos para a faixa *halo* (0 m do recife) eram em média 3,2 cm menores quando comparados ao eixos que ficaram a 16 m do recife.

Figura 13 - Tamanho dos eixos de *Halodule wrightii* Ascherson a diferentes distâncias do recife de corais em Abrolhos - BA.



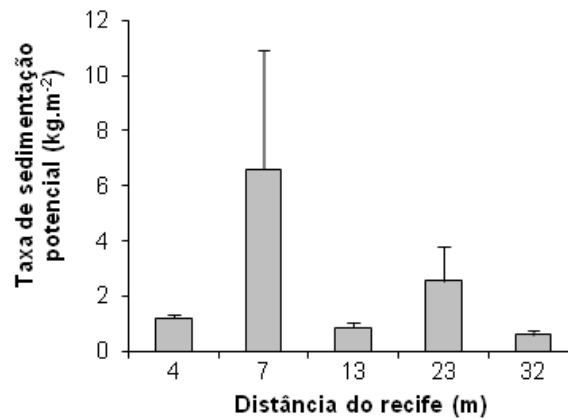
Nota: As barras indicam o desvio padrão.

3.2.2 Taxa de sedimentação potencial

A taxa de sedimentação potencial variou entre $0,4 \text{ kg.m}^{-2}$ a 32 m de distância do recife e $5,4 \text{ kg.m}^{-2}$ a 7 m de distância do recife (Figura 14). As zonas entre as faixas de distribuição das macrófitas apresentaram maiores valores de sedimentação (7 m entre o *halo* e a zona dominada por *H. wrightii* e 23 m entre a zona dominada por *H. wrightii* e a zona dominada

por macroalgas), devido a isso houve uma diferença significativa entre a taxa de sedimentação nas diferentes zonas estudadas ($F_{(14)}= 4,57$; $p= 0,023$).

Figura 14 - Taxa de sedimentação potencial em diferentes distâncias do recife de corais.

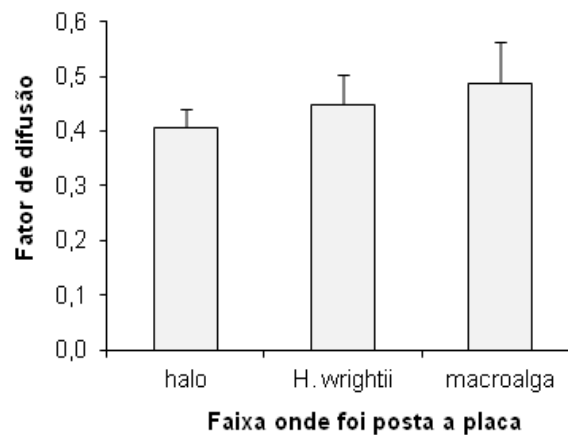


Nota: As barras indicam o desvio padrão.

3.2.3 Fluxo de água

Em média, cada placa perdeu cerca de 55% da sua massa durante o tempo de imersão na água do mar. Não foi encontrada variação significativa entre o fluxo de água nas diferentes faixas de distribuição das macrófitas ($F_{(8)}= 1,49$; $p= 0,297$) (Figura 15), embora a tendência foi de aumento do fluxo com o distanciamento do recife.

Figura 15. Fator de difusão das placas nas diferentes faixas de distribuição das macrófitas.



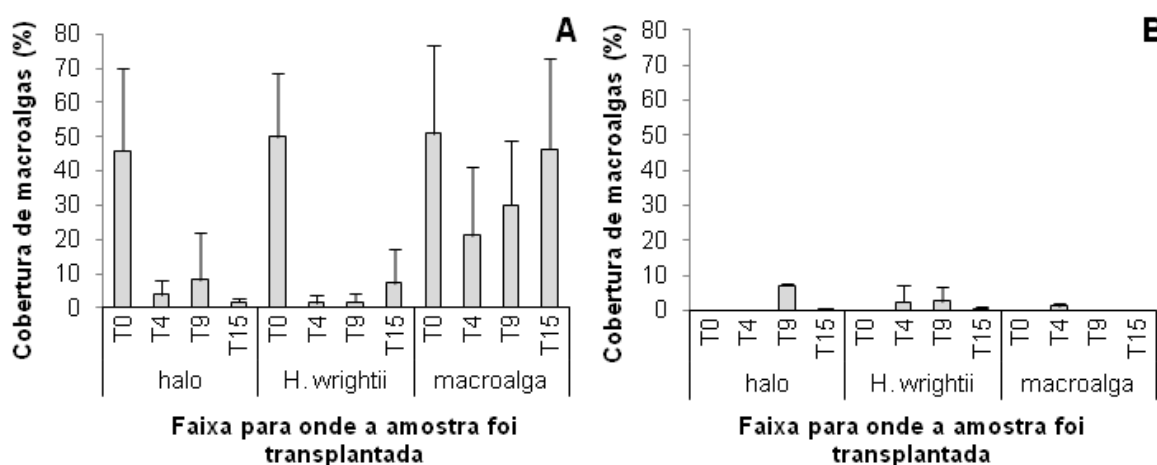
Nota: As barras indicam o desvio padrão.

3.2.4 Quantificação da herbivoria nas diferentes faixas de distribuição das macrofitas

As réplicas retiradas da faixa dominada por macroalgas que foram transplantadas para o *halo* e a faixa de apenas *H. wrightii* tiveram uma redução significativa de mais de 40% na percentagem de cobertura de macroalgas após 15 dias ($F_{(1,8)}=28,3$; $p=0,001$ e $F_{(1,8)}= 23,3$; $p=0,001$, respectivamente) (Figura 16 A). Já as réplicas da faixa de macroalgas transplantadas para a faixa de macroalgas (controle) apresentaram uma redução na sua cobertura nos primeiros nove dias, porém após 15 dias de experimento, já não havia variação significativa na sua percentagem de cobertura ($F_{(1,8)}=0,49$; $p=0,831$).

A percentagem de cobertura de macroalgas das amostras retiradas da zona dominada por *H. wrightii* apresentaram valores inferiores a 7% em todas as faixas onde foram transplantadas em todos os dias (Figura 16 B).

Figura 16 - Percentagem de cobertura média de macroalgas nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrofitas.



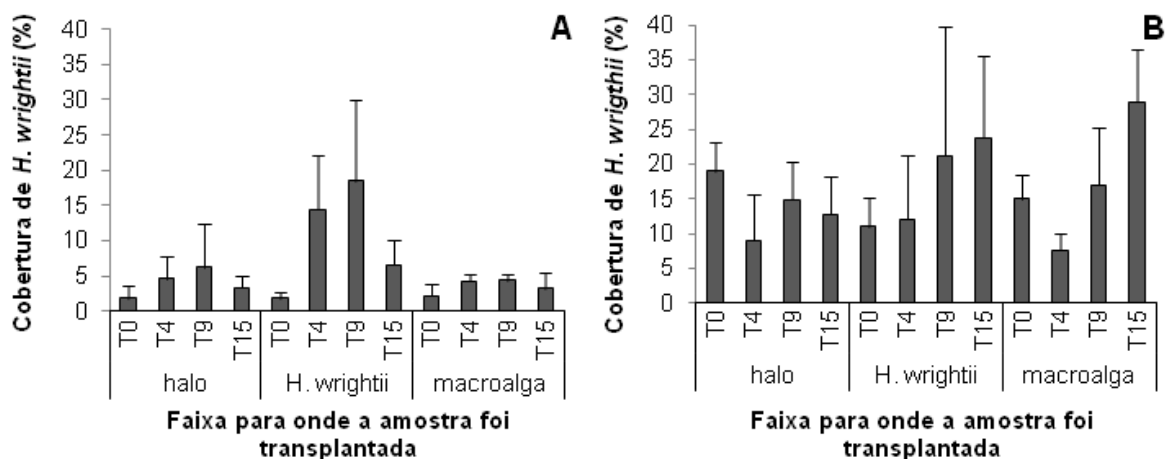
Legenda: (A) - amostras retiradas da zona dominada por macroalgas; (B) - amostras retiradas da zona dominada por *Halodule wrightii*. T= dias de experimento. Nota: As barras indicam o desvio padrão.

A percentagem de cobertura de *H. wrightii* nas amostras retiradas da faixa dominada por macroalgas apresentavam valores inferiores a 5% de cobertura de *H. wrightii* no dia de seu transplante (Figura 17 A). A faixa dominada por *H. wrightii* foi a única que apresentou um aumento significativo da percentagem de cobertura ao término do experimento ($F_{(1,8)}=12,5$; $p=0,008$).

As amostras retiradas da faixa dominada por *H. wrightii* e transplantadas para a zona *halo* tiveram uma redução de 7% da sua percentagem de cobertura ao final no experimento (Figura 17 B). As réplicas transplantadas para a zona dominada por *H. wrightii* (controle)

apresentaram um aumento significativo ao final do experimento ($F_{(1,8)}=5,38$; $p=0,049$). Já as réplicas transplantadas para a zona dominada por macroalgas tiveram um aumento significativo de 14% na porcentagem de cobertura ao fim dos 15 dias de experimento ($F_{(1,8)}=15,79$; $p=0,004$).

Figura 17 - Porcentagem de cobertura média de *Halodule wrightii* Ascherson nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrófitas.



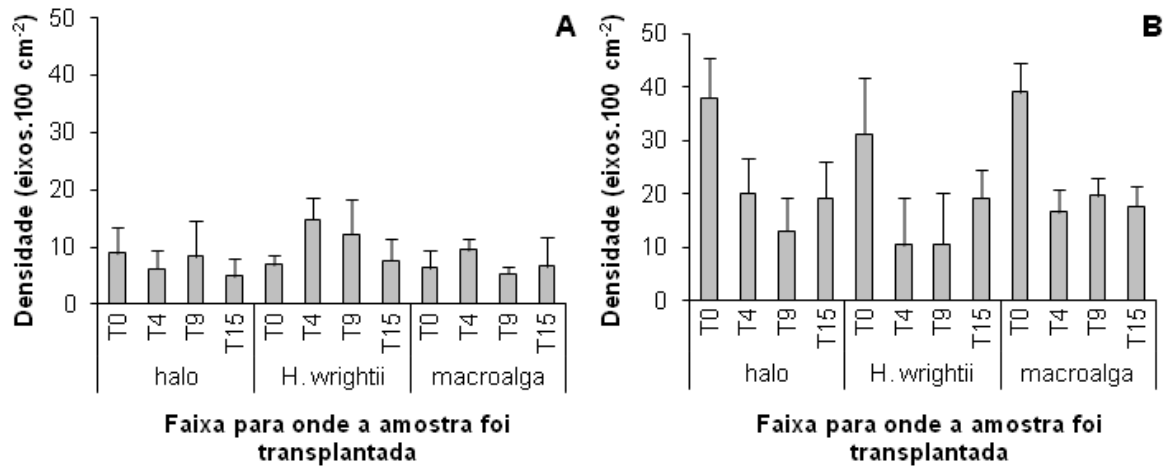
Legenda: (A) - amostras retiradas da zona dominada por macroalgas; (B) - amostras retiradas da zona dominada por *Halodule wrightii*. T= dias de experimento.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

A densidade de eixos das amostras retiradas da faixa dominada por macroalgas apresentava valores inferiores a 9 eixos. 100cm^{-2} no dia da realização dos transplantes (Figura 18 A). Praticamente não houve variação entre os dias e ao fim do experimento a densidade era menor que 7 eixos. 100cm^{-2} .

Na implantação as amostras retiradas da faixa de *H. wrightii* apresentavam valores superiores a 31 eixos. 100cm^{-2} (Figura 18 B). O *halo* apresentou uma redução significativa, seu valor diminuiu pela metade ao fim dos 15 dias de experimento ($F_{(1,8)}=17,5$; $p=0,003$). As amostras transplantadas para a faixa dominada por *H. wrightii* (controle) foram as que apresentaram a menor redução na sua densidade de eixos ao final do experimento. A densidade da faixa dominada por macroalgas teve uma redução significativa, chegando a apenas 18 eixos. 100cm^{-2} ($F_{(1,8)}=48,93$; $p\leq 0,001$).

Figura 18 - Densidade média de eixos por 100 cm² de *Halodule wrightii* Ascherson nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrófitas.



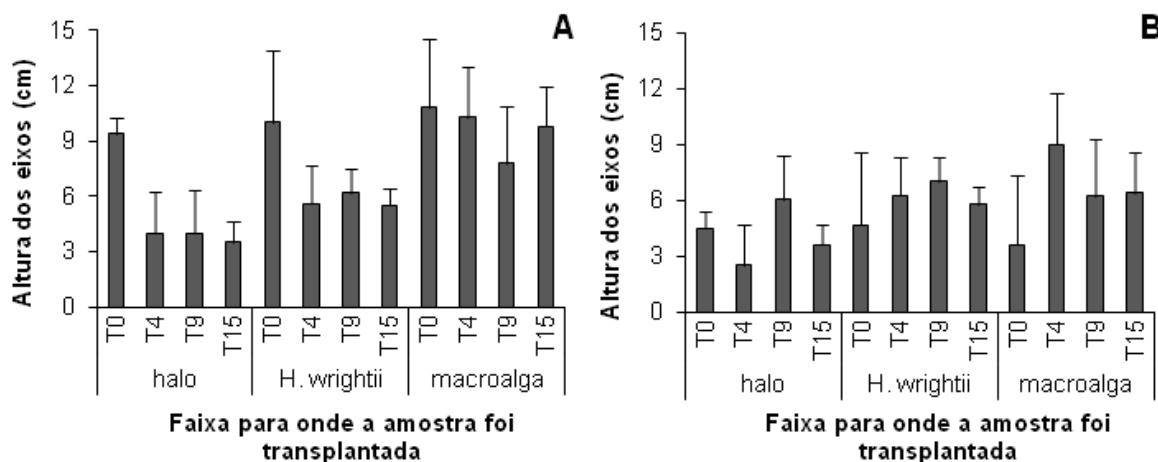
Legenda: (A) - amostras retiradas da zona dominada por macroalgas; (B) - amostras retiradas da zona dominada por *Halodule wrightii*. T= dias de experimento.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

Nas amostras retiradas da zona dominada por macroalgas a altura dos eixos de *H. wrightii* era superior a 9 cm em todas as amostras (Figura 19 A). As amostras movidas para a faixa *halo* tiveram seu valor reduzido a menos da metade em todos os dias estudados, sendo seu menor valor apresentado após 15 dias de experimento onde a altura dos eixos era de apenas 4 cm, significativamente menor que no dia da implantação ($F_{(1,8)}=84,9$; $p \leq 0,001$). As amostras transplantadas para a zona de *H. wrightii* apresentaram uma redução significativa de 4 cm ao fim dos 15 dias ($F_{(1,8)}=6,18$; $p=0,038$) e as amostras movidas para a faixa dominada por macroalgas (controle) apresentaram uma redução de apenas 1 cm ao final do experimento.

As amostras retiradas da faixa dominada por *H. wrightii* apresentaram valores menores de altura dos eixos na implantação do experimento quando comparados as amostras retiradas da zona dominada por macroalgas, tinham em média apenas 4 cm de altura (Figura 19 B). As amostras transplantadas para a zona dominada por *H. wrightii* (controle) tiveram um aumento de menos de 2 cm após os 15 dias de experimento, já as movidas para a zona dominada por macroalgas tiveram um aumento significativo na altura dos eixos após os 15 dias ($F_{(1,8)}=24,5$; $p=0,001$).

Figura 19 - Altura média dos eixos de *Halodule wrightii* Ascherson nas réplicas transplantadas para as diferentes zonas de distribuição das macrófitas.



Legenda: (A) - amostras retiradas da zona dominada por macroalgas; (B) - amostras retiradas da zona dominada por *Halodule wrightii* Ascherson. T= dias de experimento.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

3.3 Discussão

A pressão de herbivoria por peixes sobre as macroalgas e *H. wrightii* diminuiu com o distanciamento do recife de corais. Isso provavelmente se deu devido a maior densidade de peixes ocorrer no recife de corais e em suas proximidades. Os peixes recifais como frade (*Pomacanthus arcuatus* (Linnaeus, 1758)), cirurgião (*Acanthurus* sp) e budião (*Scarus* sp), aparentemente, possuem influência sobre a intensidade de herbivoria das macrófitas na área estudada, visto que a densidade desses peixes nas zonas de sedimento não consolidado mais próximas ao recife sempre eram elevadas em relação as demais espécies (observação pessoal). Outros peixes como os *Kyphosus* sp (*Kyphosus incisor* (Cuvier, 1831) e *Kyphosus sectatrix* (Linnaeus, 1758)) são citados na literatura com mais de 12% da sua dieta composta por *H. wrightii* e *Sparisoma* sp (*Sparisoma amplum* (Ranzani, 1841), *Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831) e *Sparisoma axillare* (Steindachner, 1878)) com até 2% da dieta composta por *H. wrightii* no Arquipélago dos Abrolhos (FERREIRA; GONÇALVES, 2006). Tartarugas verdes (*Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758)) são herbívoros grandes que se alimentam de angiospermas marinhas (NAGAOKA *et al.*, 2012) e que sempre eram encontrados em todas as faixas onde ocorriam macrófitas (zona dominada por *H. wrightii* e zona dominada por macroalgas), porém cardumes dos peixes citados acima foram visualizados com maior frequência. Vanderklift e colaboradores (2007) encontraram em seu estudo, que a densidade de peixes declina rapidamente com o aumento da distância do recife, sendo normalmente, significativamente diferente a partir dos 30 m de distância.

Outros estudos encontraram resultados similares, relatando a maior densidade de peixes sempre próxima ao recife (eg. POSEY; AMBROSE JR, 1994; WERNBERG *et al.*, 2006; VALENTINE *et al.*, 2007). Conseqüentemente, a pressão de herbivoria por peixes recifais tende a ser maior nos locais próximos ao recife e diminuir com o aumento da distância do recife (eg. VALENTINE *et al.*, 2007), seguindo o padrão encontrado em nossos experimentos. A maior densidade de peixes nas imediações do recife pode ser explicada, em parte, pela maior complexidade estrutural fornecida pelos recifes como esconderijo e pelo menor estresse físico ao qual os peixes estariam expostos quando comparados aos locais de sedimento não consolidado (ROBERTSON; LENANTON, 1984). Um estudo realizado por Short e colaboradores em 2006 havia sugerido que o *halo* ao redor do recife seria causado pela intensa herbivoria, como já relatado para o Caribe (SWEATMAN; ROBERTSON, 1994), sendo essa hipótese confirmada pelo nosso estudo. Em 2009, Koutsoukos realizou um estudo descrevendo a distribuição da flora episâmica em Abrolhos e também observou o padrão de *halo*, uma estreita faixa de angiospermas marinhas de apenas 28 m e a partir dessa distância o domínio das macroalgas.

Nas faixas onde a intensidade de herbivoria era alta, a cobertura de macroalgas foi reduzida pela ação dos herbívoros e permitiu o aumento da cobertura de *H. wrightii*. A partir de uma certa distância do recife de coral, as macroalgas rizofíticas ocorrem em abundância, já que a herbivoria é menor. A remoção das macroalgas pelos herbívoros reduziu a competição por luz e espaço entre as macroalgas rizofíticas e *H. wrightii*, favorecendo o desenvolvimento da angiosperma marinha. Algumas espécies de macroalgas rizofíticas são fortes competidoras, podendo ocupar todas as áreas disponíveis no banco de *H. wrightii* (STAFFORD; BELL, 2006). Além disso, a cobertura densa das macroalgas pode dificultar as folhas finas de *H. wrightii* alcançarem a luz (STAFFORD; BELL, 2006), o que poderia levar a redução na cobertura de *H. wrightii* na presença das macroalgas rizofíticas.

A densidade de eixos era menor quando *H. wrightii* ocorria junto com as macroalgas. Quando em coocorrência com as macroalgas, os eixos de *H. wrightii* tornaram-se mais espaçados e com folhas mais altas quando comparadas as regiões sem macroalgas. Essas modificações fisiológicas podem ser respostas a competição com as macroalgas por luz e espaço. Nossos dados foram semelhantes ao encontrados em outros estudos, como o realizado por Nelson e Lee (2001), onde o aumento da biomassa de macroalgas levou a redução da densidade de eixos da angiosperma marinha *Zostera marina* L., na América do Norte. Maciá (2000) realizou experimentos em Biscayne Bay (Flórida) e observou que apenas a elevação da cobertura de macroalgas não afetava a densidade de eixos de *Thalassia testudinum* Banks ex

Konig, porém quando ocorria concomitantemente o aumento da pressão de herbivoria sobre a angiosperma marinha o resultado era a redução na densidade de eixos. Irlandi e colaboradores (2004) também encontraram em seu estudo que o aumento da cobertura de algas apenas não levou a redução da densidade de eixos de *Thalassia testudinum*, esses dados diferem dos nossos pois apenas a competição com as macroalgas já afetou a densidade de eixos de *H. wrightii*, não sendo necessário o aumento da pressão de herbivoria, porém *H. wrightii* é uma espécie de angiosperma marinha plástica, capaz de se adaptar ao meio onde ocorre (CREED, 1997).

O fluxo de água não variou significativamente entre as faixas de distribuição das macrófitas. Isso provavelmente ocorreu devido a altura e densidade da cobertura vegetal não serem diferentes o suficiente para chegar a alterar o fluxo de água. Ceccherelli e Cinelli (1999) testaram como a mudança na cobertura de *Posidonia oceanica* (L.) Delile poderia afetar a alga invasora *Caulerpa taxifolia*, umas das variáveis observadas foi se essas mudanças de densidade e altura afetariam o fluxo de água, os autores não encontraram variação no fluxo de água em nenhum de seus tratamentos. Esses dados corroboram com os encontrados nesse estudo, visto que mesmo com a variação na altura da cobertura vegetal e na densidade de macrófitas a variação do fluxo de água não chegou a ser significativamente diferente entre as diferentes faixas de distribuição da macrófitas. A possibilidade de halo ser uma área não vegetada, devido a menor estabilidade de sedimento concomitante com maior fluxo de água próximo ao recife parece ser descartada.

A taxa de sedimentação potencial era maior entre as faixas de distribuição das macrófitas. Mesmo apresentando valores similares de sedimentação potencial nos centros das três faixas de distribuição de macrófitas estudadas, nas regiões entre as diferentes zonas de distribuição das macrófitas, a sedimentação era maior, indicando o maior acúmulo de matéria orgânica nessas áreas. Esse maior acúmulo pode ser devido a menor estabilidade ao qual a borda do prado de angiospermas marinhas ou banco de macroalgas está sujeito. Em 2008, Segal e colaboradores realizaram um estudo sobre a sedimentação em três pontos diferentes do Arquipélago dos Abrolhos e observaram a existência de sazonalidade na taxa de sedimentação, sendo em média $5 \text{ mg.cm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ no verão e $10 \text{ mg.cm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ no inverno, esses dados foram coletado nos recifes de corais diferente do nosso estudo que utilizou armadilha sobre o sedimento não consolidado, provavelmente devido a isso nossos valores foram superiores ao encontrados por Segal e colaboradores (2008).

Aparentemente a distribuição das macrófitas na região estudada é regida por fatores biológicos, no caso, o gradiente de intensidade de herbivoria. Os fatores físicos como o fluxo

de água não diferem entre as zonas e a taxa de sedimentação potencial só apresenta valores diferentes entre as zonas de distribuição das macrófitas, provavelmente devido a matéria orgânica das próprias macrófitas. Esses resultados demonstram a importância da manutenção do Parque Natural Marinho dos Abrolhos, que impede a pesca e permite a alta densidade de peixes grandes no entorno das ilhas do Arquipélago dos Abrolhos, mantendo o ecossistema em equilíbrio. Mais estudos são necessários para saber como seria a dinâmica do banco de macrófitas sem a presença dos herbívoros, ou mantendo a densidade de herbívoros igual em todas as faixas, mas é provável que essa modificação permitiria a expansão das macroalgas e redução ou desaparecimento das zonas de ocorrência exclusiva de *H. wrightii*.

REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. M. Ecology of tropical soft-bottom benthos: a review with emphasis on emerging concepts. *Reviews in Aquatic Sciences*, 37: 85-100. 1989.
- BOSTRÖM, C.; JACKSON, E. L.; SIMENSTAD, C. A. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 383-403. 2006.
- CASARES, F. A.; CREED, J. C. Do small seagrasses enhance density, richness, and diversity of macrofauna? *Journal of Coastal Research*, 243: 790-797. 2008.
- CEBRIÁN, J.; DUARTE, C. M.; MARBÀ, N. Herbivory on the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in contrasting Spanish Mediterranean habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 204: 103-111. 1996.
- CECCHERELLI, G.; CINELLI, F. Effects of *Posidonia oceanica* canopy on *Caulerpa taxifolia* size in a north-western Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240: 19-36. 1999.
- CREED, J. C. Morphological variation in the seagrass *Halodule wrightii* near its southern distributional limit. *Aquatic Botany*, 59: 163-172. 1997.
- CREED, J. C. The biodiversity of Brazil's seagrasses and seagrass habitats: a first analysis. *Biologia Marina Mediterrânea*, 7(2): 207-210. 2000.
- DORENBOSCH, M. *et al.* The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 37-48. 2004.
- DOROPOULOS, C. *et al.* Estuarine, coastal and shelf science dietary preferences of two seagrass inhabiting gastropods: allochthonous vs autochthonous resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83: 13-18. 2009.
- DOTY, M. S. Measurement of water movement in reference to benthic algal growth. *Botanica Marina*, 14: 32-35. 1971.
- DUARTE, C. M. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41: 87-112. 1995.
- FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, J. E. A. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *Journal of Fish Biology*, v. 69, p. 1533-1551, nov. 2006.
- FONSECA, M. S.; CAHALAN, J. A. A Preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35: 565-576. 1992.
- HARGRAVE, B. T.; BURNS, N. M. Assessment of sediment trap collection efficiency. *Limnology and Oceanography*, 24(6): 1124-1136. 1979.
- HAY, M. E. Patterns of fish and urchin grazing on caribbean corals reefs: are previous results typical? *Ecology*, 65(2): 446-454. 1984.

- HEMMINGA, M. A.; HARRISON, P. G.; LENT, F. The balance of nutrient losses and gains in seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 71: 85-96. 1991.
- HULME, P. E. Herbivory, plant regeneration, and species coexistence. *Journal of Ecology*, 84(4): 609-615. 1996.
- IRLANDI, E. A.; ORLANDO, B. A.; BIBER, P. D. Drift algae-epiphyte-seagrass interactions in a subtropical *Thalassia testudinum* meadow. *Marine Ecology Progress Series*, 279: 81-91. 2004.
- JOKIELL, P. L.; MORRISSEY, J. I. Water motion on coral reefs: evaluation of the "clod card" technique. *Marine Ecology Progress Series*, 93: 175-181. 1993.
- KOUTSOUKOS, V. S. Zonação da flora marinha episêmica, ao norte da ilha Santa Bárbara, arquipélago dos Abrolhos. Monografia de graduação. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro. 2009.
- MACIÁ, S. The effects of sea urchin grazing and drift algal blooms on a subtropical seagrass bed community. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 246: 53-67. 2000.
- NAGAOKA, S. M. et al. Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a subtropical estuary in Brazil. *Marine Biology*, 159: 573-581. 2012.
- NELSON, T. A.; LEE, A. A manipulative experiment demonstrates that blooms of the macroalga *Ulvaria obscura* can reduce eelgrass shoot density. *Aquatic Botany*, 71: 149-154. 2001.
- PARRISH, J. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series*, 58: 143-160. 1989.
- POSEY, M. H.; AMBROSE JR., W. G. Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Marine Ecology*, 118: 745-753. 1994.
- ROBERTSON, A. I.; LENANTON, R. C. J. Fish community structure and food chain dynamics in the surf-zone of sandy beaches: the role of detached macrophyte detritus. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 84(3): 265-283. 1984.
- SCOFFIN, T. P. The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini Lagoon, Bahamas. *Journal of Sedimentary Petrology*, 40: 249-273. 1970.
- SEGAL, B.; EVANGELISTA, H.; KAMPEL, M.; GONÇALVES, A. C.; POLITO, P. S. Potential impacts of polar fronts on sedimentation processes at Abrolhos coral reef (South-West Atlantic Ocean/Brazil). *Continental Shelf Research*. 28: 533-544. 2008.
- STAFFORD, N. B.; BELL, S. S. Space competition between seagrass and *Caulerpa prolifera* (Forsskaal) Lamouroux following simulated disturbances in Lassing Park, FL. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 333: 49-57. 2006.
- SWEATMAN, H.; ROBERTSON, D. R. Grazing halos and predation on juvenile Caribbean surgeonfishes. *Marine Ecology Progress Series*, 111: 1-6. 1994.

TUYA, F. *et al.* Proximity to rocky reefs alters the balance between positive and negative effects on seagrass fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 405: 175-186. 2010.

TUYA, F. *et al.* Gradients in the number of species at reef-seagrass ecotones explained by gradients in abundance. *PloS one*, 6(5): 1-7. 2011.

VALENTINE, J. F. *et al.* Food web interactions along seagrass – coral reef boundaries : effects of piscivore reductions on cross-habitat energy exchange. *Marine Ecology Progress Series*, 333: 37-50. 2007.

VALENTINE, J. F. *et al.* Exploited species impacts on trophic linkages along reef–seagrass interfaces in the Florida Keys. *Ecological Applications*, 18(6): 1501-1515. 2008.

VANDERKLIFT, M. A.; HOW, J.; WERNBERG, T.; MACARTHUR, L. D.; HECK JR, K. L.; VALENTINE, J. F. Proximity to reef influences density of small predatory fishes , while type of seagrass influences intensity of their predation on crabs. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 235-243. 2007.

VAN ELVEN, B. R.; LAVERY, P. S.; KENDRICK, G. A. Reefs as contributors to diversity of epiphytic macroalgae assemblages in seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 276: 71-83. 2004.

WERNBERG, T. *et al.* Export of detached macroalgae from reefs to adjacent seagrass beds. *Oecologia*, 147: 692-701. 2006.

4 INTERAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE *Halodule wrightii* Ascherson, MACROALGAS E HERBÍVOROS NO ARQUIPÉLAGO DOS ABROLHOS, BAHIA

Introdução

Os bancos de angiospermas marinhas são ecossistemas importantes, que enriquecem os fundos de sedimento não consolidado (WALKER; MCCOMB, 1992; DAWES; HANISAK; KENWORTHY, 1995; CASARES; CREED, 2008). Eles servem de abrigo e substrato para uma série de organismos (HECK JR; VALENTINE, 2006), incluindo espécies de valor comercial (CREED, 2000; DORENBOSCH *et al.*, 2004). Além disso, são extremamente produtivos (GILLANDERS, 2006) e formam a base da cadeia alimentar dos locais onde ocorrem (SWEATMAN; ROBERTSON, 1994). No Brasil já foram encontrados mais de 100 animais e 46 táxons de epífitas associados a um banco de *Halodule wrightii* em Itamaracá (PE) (BARROS *et al.*, 2000), demonstrando a diversidade e importância desses sistemas.

A angiosperma *Halodule wrightii* é encontrada em quase toda a costa brasileira e pode formar grandes bancos monoespecíficos (GREEN; SHORT, 2003). Vários estudos já foram realizados na costa brasileira com essa espécie, tratando da sua taxonomia e morfologia (DEN HARTOG, 1972; OLIVEIRA; PIRANI; GIULIETTI, 1983; CREED; MARQUES, 2011), dinâmica sazonal e ecologia de populações (CORBISIER, 1994; CREED, 1997, 1999), fauna (CORBISIER, 1994; JUNQUEIRA *et al.*, 1997; OMENA; CREED, 2004; CASARES; CREED, 2008; CREED; KINUPP, 2011) e flora associada (PACOBAYHYBA *et al.*, 1991; CREED; AMADO-FILHO, 1999; DE PAULA; FIGUEIREDO; CREED, 2003). Entretanto, estudos sobre as interações ecológicas entre *H. wrightii* e os organismos que se alimentam no banco ou o utilizam como hábitat são praticamente inexistentes no Brasil, mesmo sendo realizados há vários anos em outros países (TAPLIN; IRLANDI; RAVES, 2005; STAFFORD; BELL, 2006; PAPINI; SORDO; MOSTI, 2011; PRADO; HECK JR, 2011;).

Em 2006 Short e colaboradores acompanharam um banco de *H. wrightii* em Abrolhos com o protocolo *SeagrassNet* e relataram o padrão de distribuição dos organismos com a formação de um *halo* seguido pela estreita faixa de angiospermas marinhas e posterior faixa dominada por macroalgas rizofíticas (Figura 20). Os autores observaram, após três anos de monitoramento, que houve uma redução na extensão da margem funda do banco e atribuíram essa redução a um provável aumento da competição com as macroalgas rizofíticas, devido,

provavelmente, a redução na intensidade de herbivoria por peixes. Eles demonstram nesse estudo a importância das interações ecológicas na manutenção de um sistema aparentemente estático e mostram que são necessários experimentos que nos auxiliem a entender melhor e confirmar o que media essa dinâmica.

A distribuição dos organismos em um banco de angiospermas marinhas pode variar de acordo com o local ou com as espécies envolvidas. As macroalgas rizofíticas e angiospermas marinhas são ambas macrófitas fotossintéticas com parte da estrutura localizada abaixo do sedimento, isso poderia levar a uma disputa por espaço, luz e talvez nutrientes (CECCHERELLI; CINELLI, 1997; DAVIS; FOURQUREAN, 2001). A macroalga rizofítica *Udotea flabellum* é um componente importante da comunidade de angiospermas marinhas (DE PAULA; FIGUEIREDO; CREED, 2003) e um dos mais abundantes táxons de macroalgas epipsâmicas em Abrolhos (CREED; AMADO-FILHO, 1999). Além dessa espécie, outras macroalgas rizofíticas como *Penicillus capitatus*, *Caulerpa* spp e *Halimeda* spp ocorrem em abundância no sedimento não consolidado de Abrolhos, inclusive nos banco de *H. wrightii* (DE PAULA; FIGUEIREDO; CREED, 2003; KOUTSOUKOS, 2009). Aparentemente, existe uma limitação na expansão do banco de *H. wrightii* devido a competição com essas macroalgas (SHORT *et al.*, 2006), porém são necessários experimentos para confirmar essa interação.

Os herbívoros também possuem um papel importante na estruturação da comunidade vegetal, já que podem modificar a distribuição e a biomassa dos componentes da comunidade. Eles podem estimular o desenvolvimento do banco ou afetar negativamente (THAYNER *et al.*, 1984) dependendo da intensidade da herbivoria e do estado do banco. Muitas vezes os herbívoros acabam removendo apenas as epífitas ou se alimentarem e isso auxilia no desenvolvimento da planta, já que o excesso de epífitas pode interferir na fotossíntese (ALCOVERRO; DUARTE; ROMERO, 1997). Algumas vezes porém a remoção em excesso do tecido fotossintético durante a predação pode afetar negativamente as angiospermas marinhas (CEBRIÁN *et al.*, 1998).

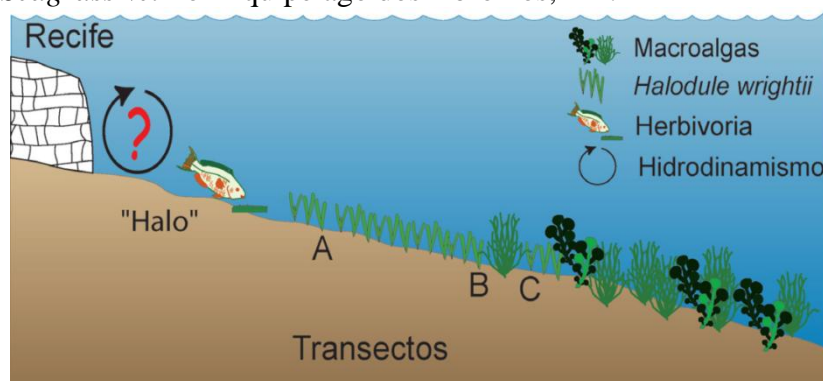
Devido a sua importância como estruturadora de hábitat e indicadora da qualidade ambiental (ORTH; MOORE, 1984; DENNISON *et al.*, 1993), as angiospermas marinhas devem ser protegidas e conservadas. Poucos estudos são realizados no Brasil que demonstrem a dinâmica ecológica e ambiental que media a saúde desses bancos, já que coisas como a sobrepesca ou o aumento da quantidade de macroalgas devido a poluição, podem interferir ou mesmo suprimir a existência de um banco de angiospermas marinhas. Esses sistemas são

sensíveis a mudanças e é de suma importância conhecermos suas características ecológicas para estarmos aptos a conservá-los a longo prazo por toda costa brasileira.

Esse estudo tem como objetivo observar como a competição com macroalgas rizofíticas e a exclusão de herbívoros afetam a dinâmica de um banco de *Halodule wrightii* no sul da Bahia.

Espera-se que ao excluir a competição e a herbivoria, *H. wrightii* tenha eixos mais altos e numerosos e que a competição com as macroalgas reduza o peso seco de *H. wrightii*.

Figura 20 - Esquema demonstrando a distribuição das macrófitas e dos transectos do *SeagrassNet* no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



Fonte: Adaptado de SHORT et al., 2006.

4.1 Material e métodos

4.1.1 Análise da herbivoria como mediadora da zonação das macrófitas

A fim de observar os efeitos da herbivoria sobre interação alga-grama marinha foi feito um experimento de exclusão de grandes herbívoros com manipulação de macroalgas. Foram realizadas exclusões com gaiolas e manipulações das algas com quatro tratamentos diferentes, sendo eles: controle; remoção das macroalgas; exclusão total de herbívoros (gaiola fechada) com remoção das macroalgas; exclusão parcial dos herbívoros (gaiola semifechada) com remoção das macroalgas. As réplicas foram dispostas nas três zonas de distribuição dos organismos (*halo*, zona dominada por *Halodule wrightii* e zona dominada por macroalgas), sendo cinco réplicas de cada tratamento por zona (Figura 21).

Para a exclusão dos herbívoros foram utilizadas gaiolas de 60 cm x 40 cm x 25 cm, com malhas de 5 cm (permitindo assim a entrada de luz). As gaiolas possuíam o formato de

semicírculos e 50 cm de vergalhão era enterrado no sedimento, para fixar a gaiola (Figura 22). As gaiolas eram limpas regularmente evitando o estabelecimento de organismos incrustantes que poderiam reduzir a luz ou fluxo de água. Apenas os organismos maiores de 5 cm foram excluídos; sendo assim as exclusões foram principalmente das tartarugas e peixes que são os organismos mais abundantes nessa faixa de tamanho, e que fornecem maior influências na área estudada.

A comunidade bentônica foi quantificada através da estimativa de porcentagem de cobertura de algas e de grama marinha, da densidade de eixos e altura média das folhas de *H. wrightii*. Para realizar essas medições, foi utilizado um quadrado de 20 x 20 cm no centro da gaiola, facilitando o monitoramento e evitando o efeito que o contato com a tela pudesse exercer sobre as macrófitas. As medidas foram realizadas no dia da implantação, sete, 15, 21 e 75 dias depois. Após o último monitoramento, toda a comunidade amostrada foi coletada para a identificação das espécies de algas e para a obtenção do peso seco de todos os organismos. Os organismos foram fixados em formol 4% e após a triagem das amostras foram secos em estufa antes da pesagem.

Foram realizado análises de variância (ANOVAs) utilizando os valores iniciais e finais da comunidade para detectar variações entre tratamentos.

Figura 21 - Esquema com a disposição dos diferentes tratamentos nas três faixas de distribuição das macrófitas estudadas no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

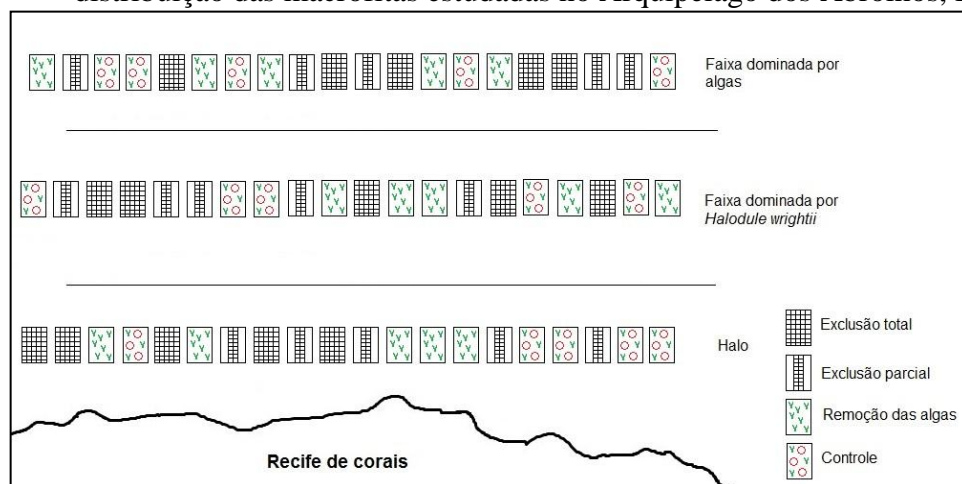
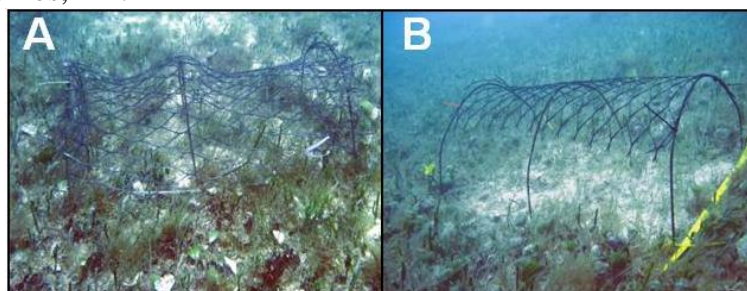


Figura 22 - Gaiolas utilizadas para realizar a exclusão dos herbívoros no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



Legenda: (A) Gaiola totalmente fechada utilizada para a exclusão total dos herbívoros; (B) - Gaiola parcialmente fechada utilizada para a exclusão parcial dos herbívoros.

4.1.2 Influência da competição sobre o banco de *H. wrightii*

Foi realizado um experimento manipulativo com nove tratamentos distintos a fim de testar os efeitos de diferentes níveis a competição por macroalgas sobre as gramas marinhas, com ou sem a influência da herbivoria. Os tratamentos consistiam no transplante de 0 (controle), 20 ou 40 indivíduos de macroalgas da família *Udoteacea* (*Udotea cyathiformis* Decaisne, *Udotea flabellum* (J. Ellis & Solander) M.A. Howe e *Penicillus capitatus* Lamarck), visando simular diferentes graus de competição, e na utilização ou não gaiolas para realizar a exclusão total (gaiolas fechadas), parcial (gaiolas semifechadas) ou sem exclusão (sem gaiola / controle) de herbívoros (Figura 23 e 24). As gaiolas utilizadas possuíam 25 cm x 25 cm x 25 cm, com malha de 5 cm.

Para a quantificação da comunidade foi estimada a porcentagem de cobertura de algas e de grama marinha, a densidade de eixos e altura média das folhas de *H. wrightii*. Para padronizar a área amostrada e evitar a influência da gaiola, foi utilizado um quadrado de 10 x 10 cm no centro de cada amostra. Após o último monitoramento toda a área foi coletada para a identificação das espécies de algas e obtenção do peso seco. Os organismos foram fixados em formol 4% e após a triagem das amostras foram secos em estufa antes da pesagem. As medições da comunidade foram realizadas no dia da implantação e 74 dias depois.

Foram utilizadas análises de variância e teste *post hoc* de Tukey ($p \leq 0.05$) para detectar diferenças entre os tratamentos.

Figura 23 - Esquema com a localização dos diferentes blocos com os tratamentos de competição e exclusão de herbivoria na faixa dominada por *H. wrightii* Ascherson no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

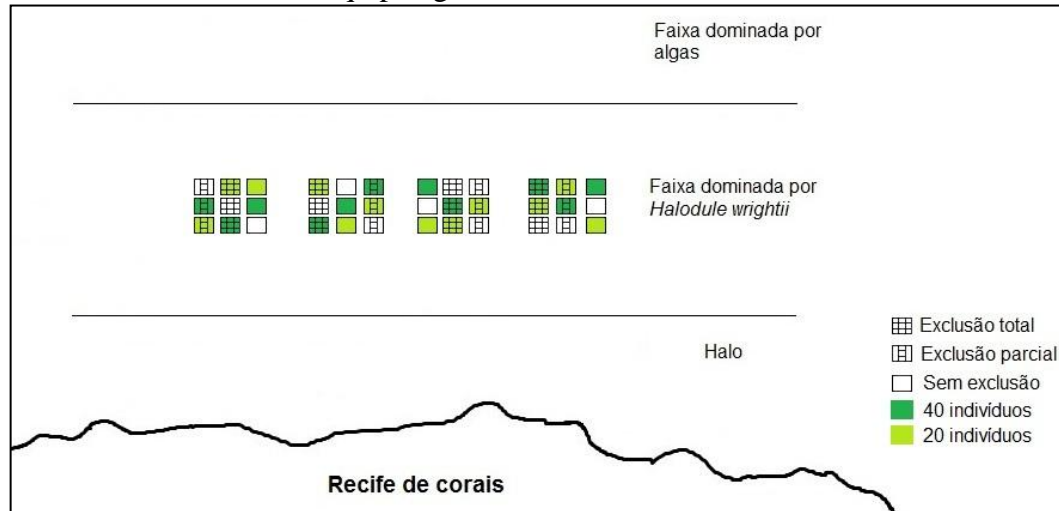


Figura 24 - Foto de uma das réplicas com exclusão total de herbívoros e transplante de 20 indivíduos de *Penicillus capitatus* Lamarck.



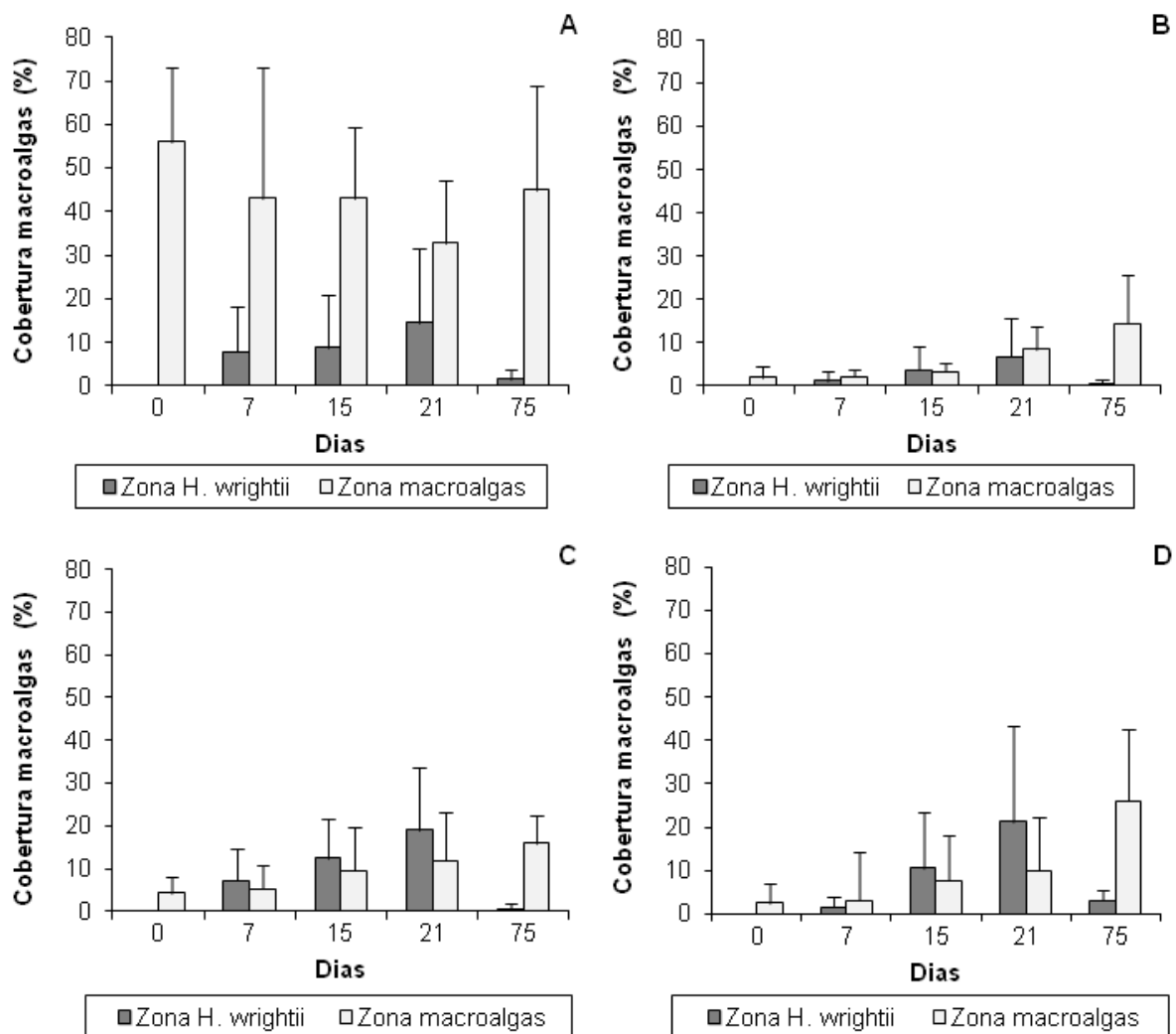
4.2 Resultados

4.2.1 Análise da herbivoria como mediadora da zonação das macrófitas

Durante o experimento, na zona *halo*, apenas uma réplica (com exclusão total de herbivoria) teve crescimento de macroalgas (com menos de 15% de cobertura). Não houve crescimento de *H. wrightii* em nenhuma das réplicas. Devido a sua quase ausência de cobertura o *halo* não foi incluído nos gráficos.

A porcentagem de macroalgas foi maior na zona dominada por macroalgas em quase todas as coberturas realizadas, diferindo apenas nas réplicas onde houve exclusão de herbívoros (parcial e total) nos dias sete, 15 e 21 (Figura 25). Os maiores valores de cobertura foram encontrados no controle (onde não houve remoção das macroalgas na implantação do experimento), sendo sempre superior a 30% da cobertura. O tratamento com exclusão total de herbívoros teve um aumento significativo na cobertura de macroalgas (na zona dominada por macroalgas) ($F_{(1,8)}=16,0$; $p=0,004$).

Figura 25 - Porcentagem de cobertura média de macroalgas ao longo dos 75 dias de experimento no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



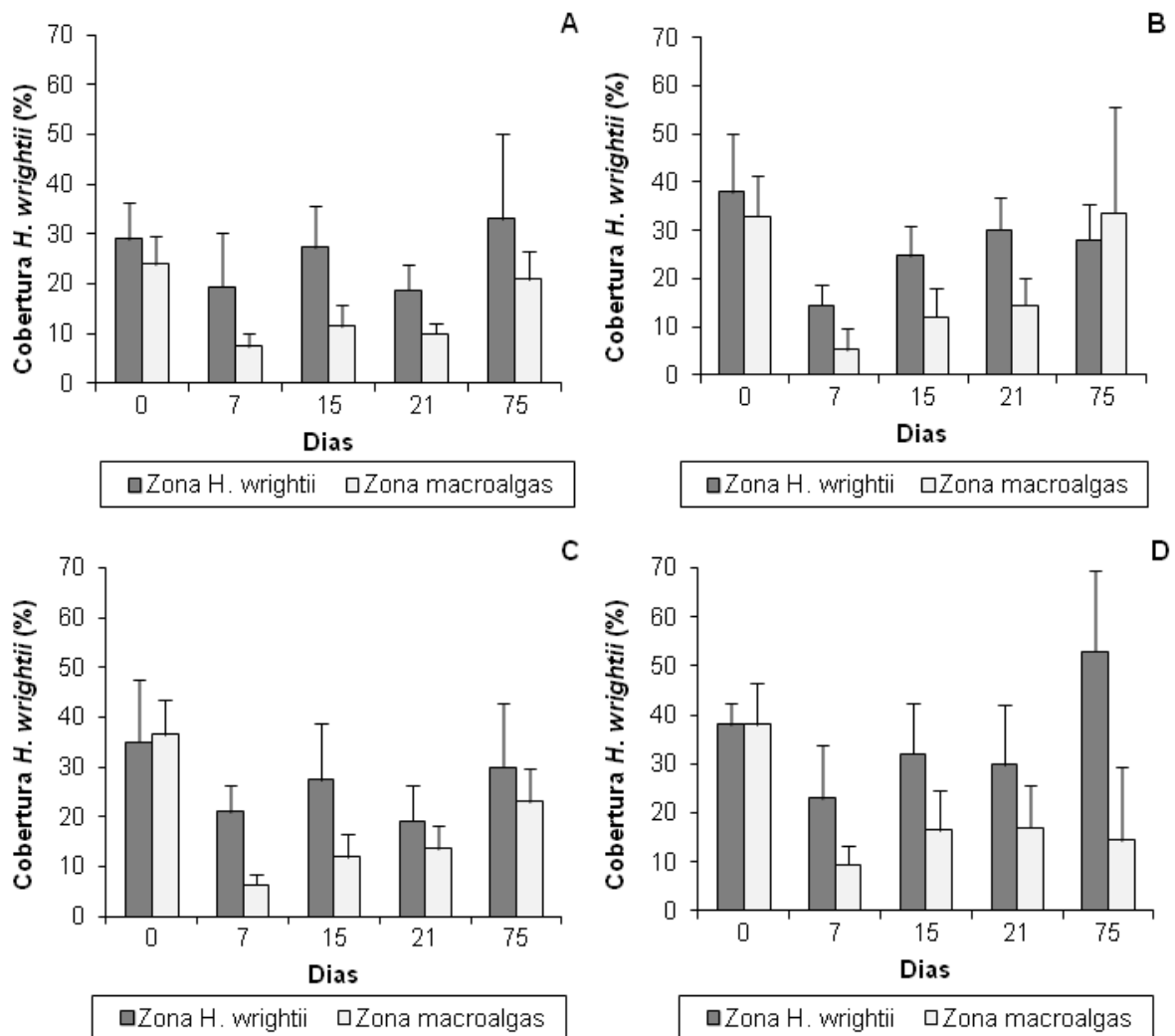
Legenda: (A) - controle; (B) - remoção das algas; (C) - remoção das algas e exclusão parcial de herbívoros; (D) - remoção das algas e exclusão total de herbívoros.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

Os maiores valores de cobertura de *H. wrightii* foram alcançados após 75 dias com a gaiola fechada na zona dominada por *H. wrightii*, que aumentou em mais de 15% sua

cobertura (comparando com o dia da implantação do experimento), chegando a cerca de 53% da cobertura total (Figura 26). No tratamento com exclusão total de herbívoros na zona dominada por macroalgas houve uma redução significativa da cobertura de *H. wrightii* após 75 dias ($F_{(1,8)}=19,10$; $p=0,013$). Após sete dias da implantação do experimento, houve uma redução dos valores de cobertura de *H. wrightii* em todos os tratamentos nas duas zonas de distribuição das macrófitas. O controle não apresentou variação significativa entre o início e o fim do experimento na zona dominada por macroalgas e na zona dominada por *H. wrightii* ($F_{(1,8)}=-0,79$; $p=0,398$ e $F_{(1,8)}=0,18$; $p=0,677$, respectivamente).

Figura 26 - Porcentagem de cobertura média de *Halodule wrightii* Ascherson ao longo dos 75 dias de experimento no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

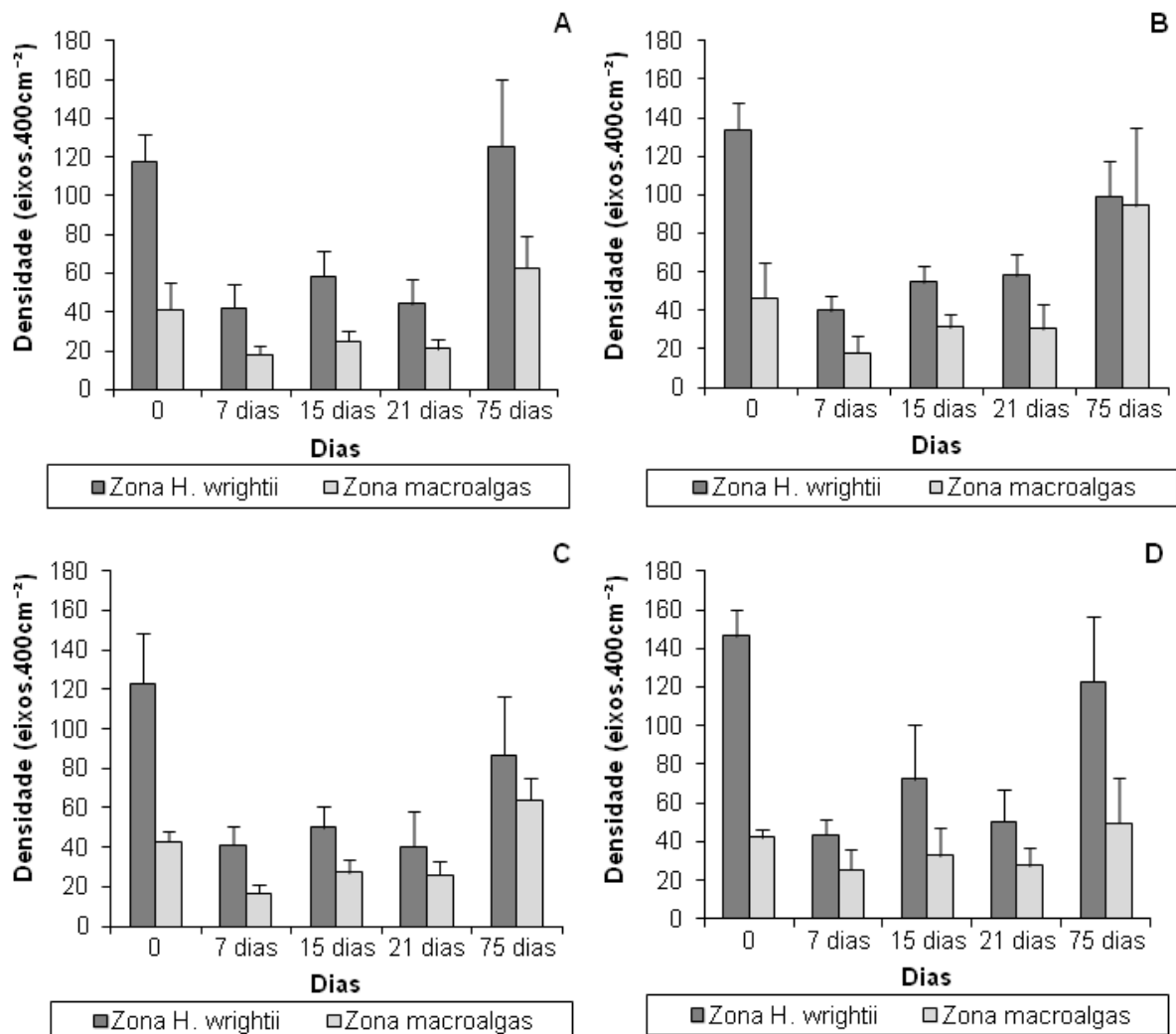


Legenda: (A) - controle; (B) remoção das algas; (C)- remoção das algas e exclusão parcial de herbívoros; (D) - remoção das algas e exclusão total de herbívoros.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

A densidade de eixos de *H. wrightii* nas duas zonas estudadas teve uma queda após o dia da implantação do experimento, mesmo nas réplicas onde não houve manipulação (controle) (Figura 27). As réplicas da zona dominada por macroalgas onde as macroalgas foram removidas na implantação apresentaram um aumento significativo na densidade de eixos após 75 dias de experimento, passando de apenas 46 eixos.400cm⁻² para 94 eixos.400cm⁻² ($F_{(1,8)}=5,71$; $p=0,04$). Nas réplicas onde houve a exclusão total dos herbívoros a densidade de eixos (ao fim do experimento) não variou significativamente em nenhuma das zonas estudadas.

Figura 27 - Densidade média de *Halodule wrightii* Ascherson ao longo dos 75 dias de experimento nas diferentes zonas de domínio das macrófitas no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

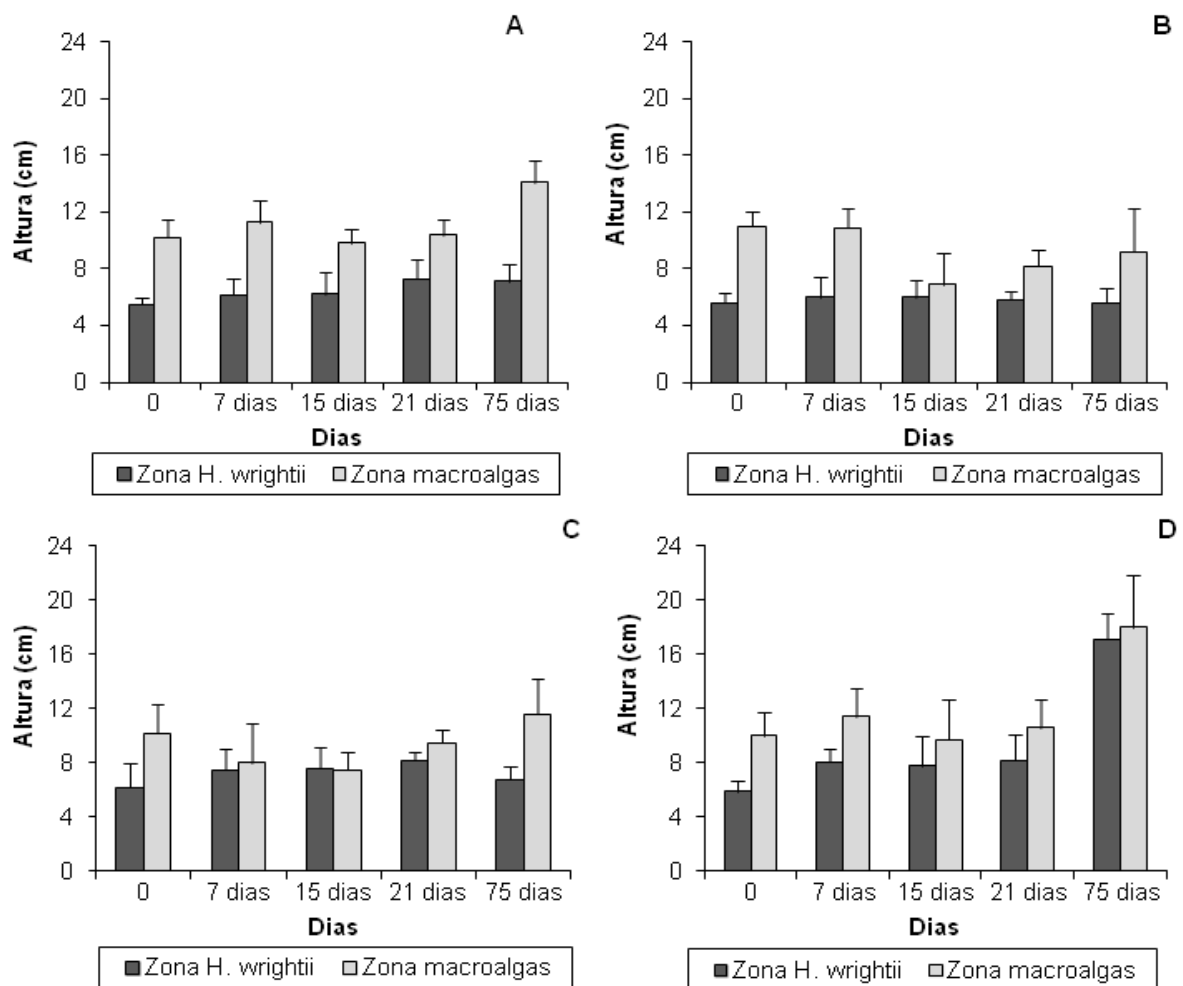


Legenda: (A) - controle; (B) - remoção das algas; (C) - remoção das algas e exclusão parcial de herbívoros; (D) - remoção das algas e exclusão total de herbívoros.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

O controle apresentou um aumento natural na altura dos eixos em ambas as zonas estudadas, sendo de 1,6 cm na zona dominada por *H. wrightii* e de 3,9 cm na zona dominada por macroalgas (Figura 28). As réplicas da zona dominada por *H. wrightii* onde as macroalgas foram removidas apresentaram valores de altura bem similares em todos os dias, variando entre 5,6 cm e 6 cm. Não houveram mudanças significativas na altura dos eixos no tratamento com exclusão parcial de herbívoros ($F_{(1,8)}=0,44$; $p=0,57$, na zona dominada por *H. wrightii* e $F_{(1,8)}=0,85$; $p=0,33$ na zona dominada por macroalgas). O tratamento com exclusão total dos herbívoros apresentou a maior variação na altura dos eixos após os 75 dias de experimento, passando de apenas 5,9 cm na implantação para 17,1cm na zona dominada por *H. wrightii* e de 10cm na implantação para 18cm na zona dominada por macroalgas, ambos foram aumentos significativos ($F_{(1,8)}=157,97$; $p=0,001$; $F_{(1,8)}=18,28$; $p=0,003$, respectivamente).

Figura 28 - Altura média de *Halodule wrightii* Ascherson ao longo dos 75 dias de experimento nas diferentes zonas de domínio das macrófitas no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



Legenda: (A) - controle; (B) remoção das algas; (C) - remoção das algas e exclusão parcial de herbívoros; (D) - remoção das algas e exclusão total de herbívoros.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

A comparação feita entre os valores de peso seco e de porcentagem de cobertura de *H. wrightii* no fim do experimento indicou que o peso seco seguiu o mesmo padrão da porcentagem de cobertura (Tabela 1). O peso seco de macroalgas e *H. wrightii* foi mais próximo nos tratamentos estabelecidos na zona dominada por *H. wrightii*.

Tabela 1 - Comparação entre o peso seco ($\text{g} \cdot 0,04\text{m}^{-2}$) e a porcentagem de cobertura (% em $0,04\text{m}^{-2}$) de macroalgas e *Halodule wrightii* Ascherson nos diferentes tratamentos ao final dos 75 dias de experimento no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

	Peso seco <i>H. wrightii</i>	Cobertura <i>H. wrightii</i>	Peso seco macroalgas	Cobertura macroalgas
Zona macroalgas				
Controle	2,9 ±14,9	21 ±5,5	2,5 ±3,9	45 ±24,0
Remoção algas	3,3 ±17,4	34 ±22,1	1,6 ±3,9	14 ±11,4
Exclusão parcial	2,0 ±4,4	23 ±6,7	4,7 ±8,7	16 ±6,5
Exclusão total	2,4 ±15,6	14 ±14,9	3,9 ±5,9	26 ±16,4
Zona <i>H. wrightii</i>				
Controle	4,0 ±9,0	33 ±17,2	0,1 ±0,1	2 ±2,1
Remoção algas	4,1 ±10,1	28 ±7,6	0,0 ±0,1	0 ±0,9
Exclusão parcial	2,3 ±8,8	30 ±12,7	0,0 ±0,0	1 ±1,3
Exclusão total	4,5 ±13,4	53 ±16,4	0,1 ±0,2	3 ±2,5

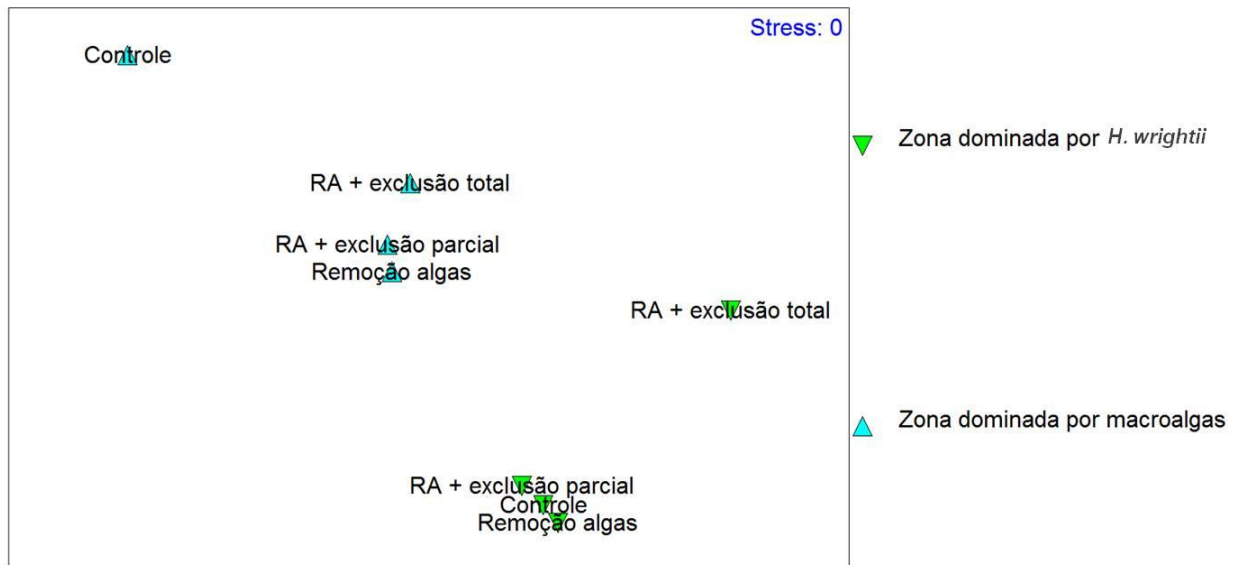
Mesmo após os 75 dias de experimento o peso seco das algas não retornou ao valor original (Tabela 2), permanecendo 37% abaixo do valor inicial. Dos 14 táxons encontrados no primeiro monitoramento, apenas 11 foram encontrados após 75 dias. As três espécies que não foram encontradas no fim do experimento foram as espécies com menor peso seco na implantação (menos de $0,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). Na implantação do experimento as macroalgas *Penicillus capitatus* e *Caulerpa cupressoides* representavam quase 70% do peso seco total de algas encontrada. Após 76 dias de experimento a alga *Penicillus capitatus* tornou-se a mais abundante com peso seco de $8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (cerca de 15%) maior que no início do experimento. A macroalga *Caulerpa cupressoides*, após os 75 dias, apresentava apenas 14% do seu peso original.

Tabela 2 - Peso seco (g.m^{-2}) de macroalgas no dia da implantação do experimento (onde houve a remoção total das algas) e após 76 dias na zona dominada por macroalgas no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

	Remoção	Após 75 dias
"Complexo" <i>Laurencia</i>	1,6 \pm 3,3	0,3 \pm 0,7
<i>Dictyopteris justii</i> J.V.Lamouroux	0,3 \pm 0,8	0,2 \pm 0,4
<i>Padina</i> sp	0,1 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kützing) De Paula & De Clerck	0,6 \pm 1,4	0,5 \pm 1,1
<i>Colpomenia</i> sp	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
<i>Dictyopteris plagiogramma</i> (Montagne) Vickers	13,1 \pm 11,9	4,6 \pm 4,7
<i>Dictyota mertensii</i> (Martius) Kützing	5,9 \pm 4,0	0,9 \pm 1,5
<i>Caulerpa cupressoides</i> (Vahl) C.Agardh	45,1 \pm 26,6	6,4 \pm 8,2
<i>Caulerpa mexicana</i> Sonder ex Kützing	0,2 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0
<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J.V.Lamouroux	4,2 \pm 4,6	6,2 \pm 6,9
<i>Caulerpa webbiana</i> f. <i>disticha</i> Vickers	1,9 \pm 3,8	0,9 \pm 1,7
<i>Penicillus capitatus</i> Lamarck	47,5 \pm 29,5	55,8 \pm 56,8
<i>Udotea cyathiformis</i> Decaisne	7,7 \pm 5,1	8,9 \pm 14,8
<i>Udotea flabellum</i> (J.Ellis & Solander) M.A.Howe	1,0 \pm 1,1	0,8 \pm 1,9
PESO SECO TOTAL	136,7	85,4

O escalonamento multidimensional (MDS) (Figura 29) dividiu a comunidade de acordo com a zona onde o experimento ocorreu. Na zona dominada por *H. wrightii* tanto o controle quanto os tratamentos de remoção de algas e com exclusão parcial de herbívoros agruparam-se, apenas o tratamento com exclusão total dos herbívoros se destacou dos demais. Na zona dominada por macroalgas, o único tratamento sem a remoção de alga (o controle) separou-se dos demais tratamentos. Os tratamentos onde as algas foram removidas ficaram mais próximos, destacando-se mais o tratamento com exclusão total de herbívoros.

Figura 29 - Escalonamento multidimensional (MDS) da comunidade após 75 dias de experimento no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



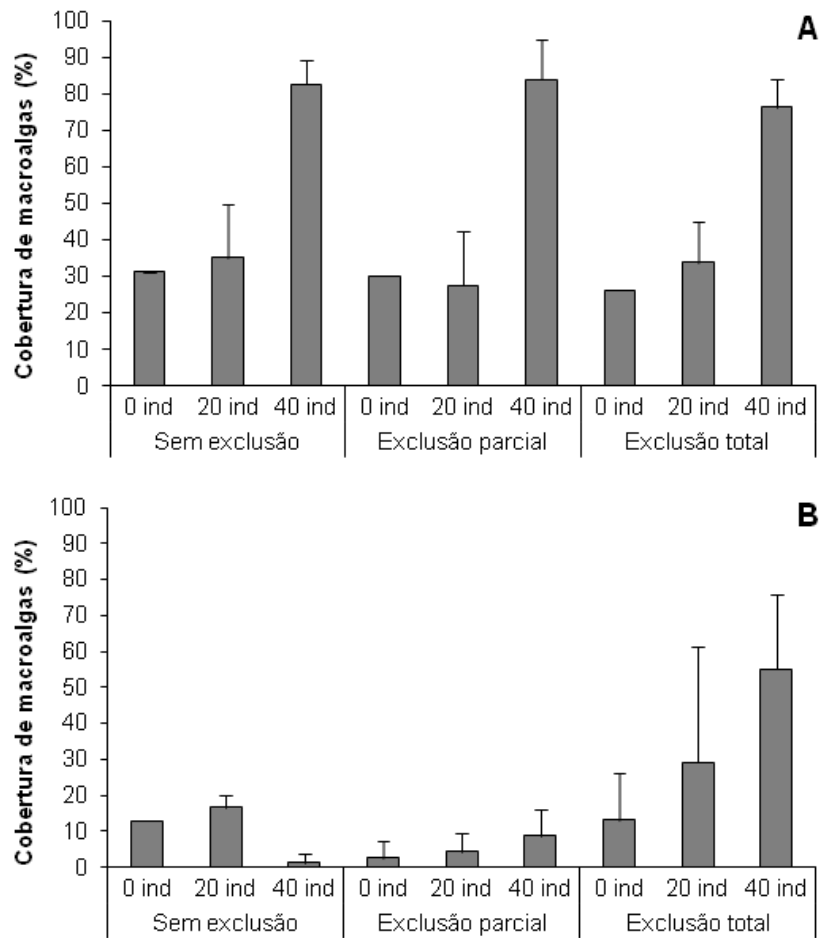
Legenda: Remoção algas= réplicas onde todas as algas foram removidas no dia da implantação do experimento, RA= remoção algas; o termo exclusão refere-se ao uso de gaiolas para impedir a entrada parcial ou total de herbívoros; a zona dominada por *Halodule wrightii* e zona dominada por macroalgas indica a macrófita dominante do local onde foi realizado o experimento.

4.2.2 Influência da competição sobre o banco de *H. wrightii*

Para observar a influência da competição sobre o banco de *H. wrightii* foram realizados experimentos somente na faixa dominada pela angiosperma marinha. O monitoramento da comunidade foi realizado na implantação (apenas foi aferida a porcentagem de cobertura de macroalgas) e após 74 dias de experimento.

A porcentagem de cobertura de macroalgas diminuiu significativamente após os 74 dias de experimento, mesmo nos locais onde não houve a adição de macroalgas (tratamento 0 ind) e onde foi realizada a exclusão total dos herbívoros ($F_{(71)}=13,25$; $p=0,001$) (Figura 30 A e B). Ao final do experimento, os tratamentos que tiveram exclusão total dos herbívoros apresentaram valores maiores de cobertura de macroalgas, quando comparadas aos controles e os tratamentos com exclusão parcial dos herbívoros.

Figura 30 - Porcentagem de cobertura de macroalgas nos diferentes tratamentos no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

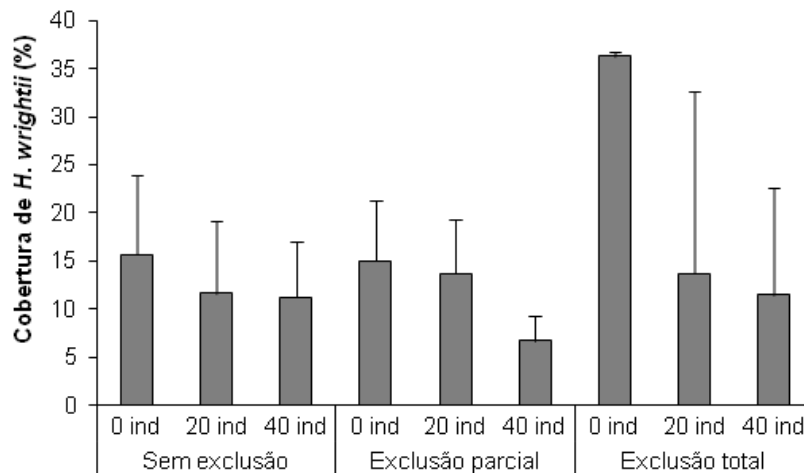


Legenda: (A) Dados coletados no dia da implantação do experimento; (B) dados coletados e após 74 dias de experimento.

Nota: As barras indicam o desvio padrão.

A porcentagem de cobertura média de *H. wrightii* foi significativamente maior nas réplicas onde não houve a adição de macroalgas (tratamento 0 ind) ($F_{(35)}=1,93$; $p=0,161$) (Figura 31). As réplicas com exclusão total dos herbívoros tiveram, em média, maiores valores de cobertura, porém essa diferença não chegou a ser significativa ($F_{(35)}=1,93$; $p=0,161$). As réplicas com exclusão total de herbívoros e sem adição de macroalgas apresentaram os maiores valores de cobertura, chegando a 36% de cobertura média de *H. wrightii*. Os menores valores foram das réplicas com exclusão parcial de herbívoros e adição máxima de macroalgas, com apenas 7% de cobertura de *H. wrightii*.

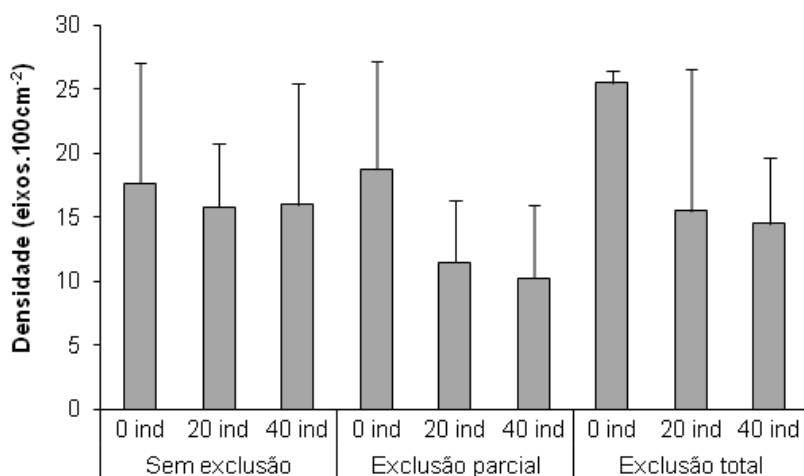
Figura 31 - Porcentagem de cobertura de *Halodule wrightii* Ascherson no dia da implantação do experimento e após 74 dias nos diferentes tratamentos no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



Nota: As barras indicam o desvio padrão.

A densidade de eixos foi maior nas réplicas onde não houve a adição de macroalgas (em média 21 eixos.100cm⁻²) quando comparado as réplicas com adição máxima de algas (tratamento 40 ind) (em média 15 eixos.100cm⁻²) (Figura 32). O maior valor de densidade foi encontrado nas réplicas com exclusão total de herbívoros e sem adição de macroalgas (26 eixos.100cm⁻²). O menor valor de densidade foi das réplicas com exclusão parcial de herbívoros e adição máxima de macroalgas (10 eixos.100cm⁻²).

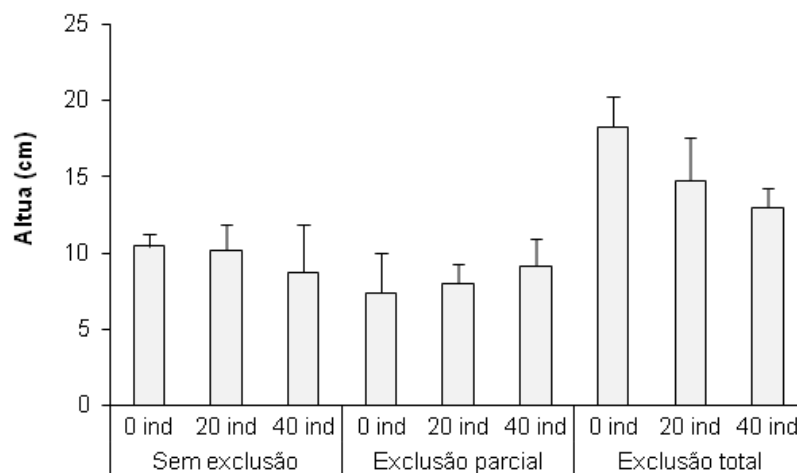
Figura 32 - Densidade de eixos por 100 cm² de *Halodule wrightii* Ascherson no dia da implantação do experimento e após 74 dias nos diferentes tratamentos no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



Nota: As barras indicam o desvio padrão.

A altura dos eixos de *H. wrightii* foi, em média, 4 cm maior nas réplicas com exclusão total dos herbívoros (Figura 33). O tratamento sem adição de algas e com a exclusão total dos herbívoros apresentou os maiores valores médio de altura, chegando a 18 cm. Os menores valores de altura foram das réplicas do tratamento sem adição de macroalgas e com exclusão parcial de herbívoros, com 7 cm em média.

Figura 33 - Altura dos eixos de *Halodule wrightii* Ascherson no dia da implantação do experimento e após 75 dias nos diferentes tratamentos no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

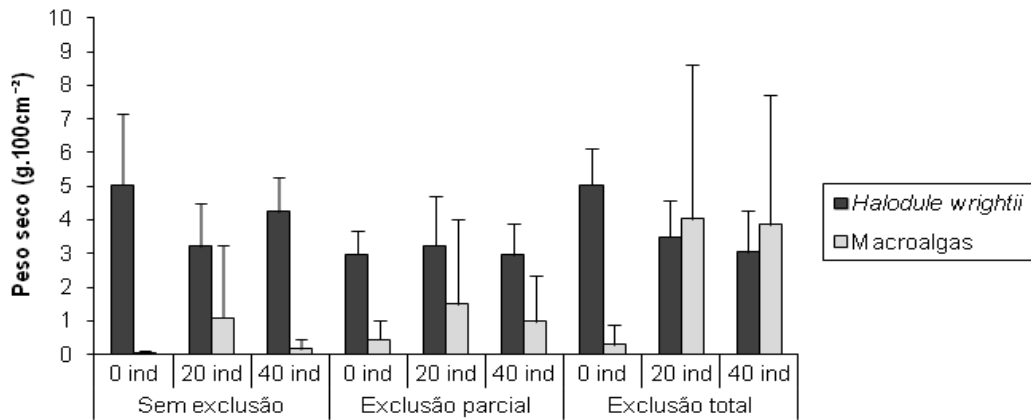


Nota: As barras indicam o desvio padrão.

O peso seco de macroalgas foi maior nas réplicas onde houve a exclusão total de herbivoria juntamente com a adição de macroalgas, chegando a $4,0 \text{ g} \cdot 100\text{cm}^{-2}$ no tratamento com adição de 20 indivíduos e a $3,9 \text{ g} \cdot 100\text{cm}^{-2}$ no tratamento com adição máxima de macroalgas (Figura 34). Os menores valores de peso seco foram encontrados nas réplicas onde não houve a adição de macroalgas nem exclusão de herbívoros, sendo de apenas $0,04 \text{ g} \cdot 100\text{cm}^{-2}$.

O peso seco de *H. wrightii* foi maior nas réplicas sem adição de macroalgas e sem exclusão e com exclusão total de herbívoros, chegando a $5,0 \text{ g} \cdot 100\text{cm}^{-2}$. Os menores valores de peso seco ficaram com as réplicas com adição máxima de macroalgas e exclusão parcial ou total de herbívoros (em média $3,0 \text{ g} \cdot 100\text{cm}^{-2}$).

Figura 34 - Peso seco ($\text{g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$) de *Halodule wrightii* Ascherson e macroalgas ao final dos 76 dias de experimento no Arquipélago dos Abrolhos, BA.

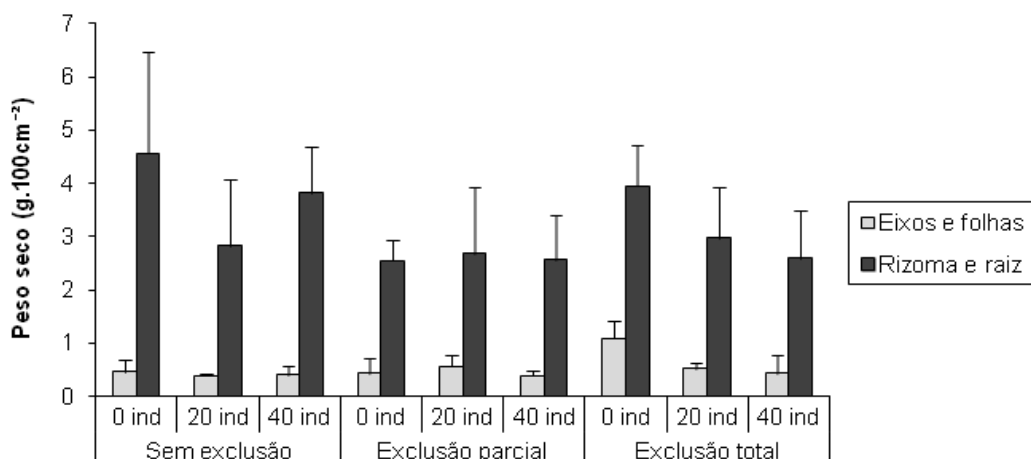


Nota: As barras indicam o desvio padrão.

As réplicas com exclusão total de herbívoros sem a adição de macroalgas apresentaram a maior peso seco de eixos e folhas (em média $1,1 \text{ g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$), todos os demais tratamentos apresentaram valores abaixo de $0,6 \text{ g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$ (Figura 35). O menor peso seco de eixos e folhas foi encontrado nas réplicas com exclusão parcial de herbívoros e adição máxima de macroalgas, com apenas $0,3 \text{ g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$.

O peso de rizomas e raízes foi maior nas réplicas sem adição de alga e sem exclusão e com exclusão total ($4,6 \text{ g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$ e $4,0 \text{ g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$, respectivamente). Os menores valores de peso seco foram das réplicas com adição máxima de algas, com exclusão total e parcial de herbívoros e nas réplicas sem adição de macroalgas com exclusão parcial de herbívoros, todas tiveram valores abaixo de $2,6 \text{ g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$.

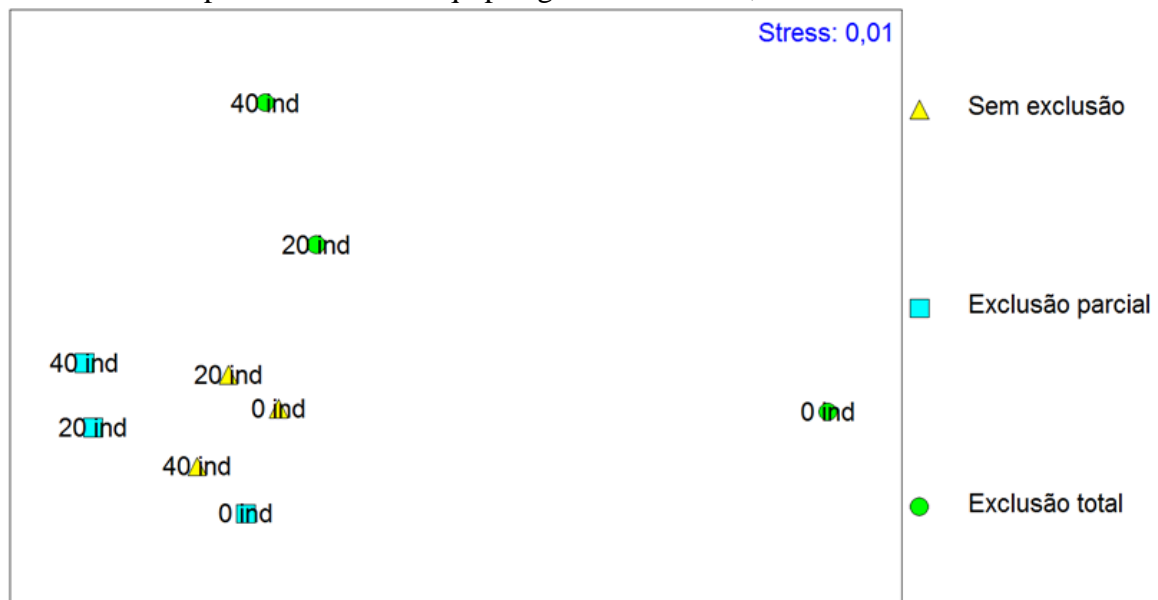
Figura 35 - Peso seco ($\text{g}\cdot 100\text{cm}^{-2}$) de *Halodule wrightii* Ascherson em todos os tratamentos ao final dos 74 dias de experimento no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



Nota: As barras indicam o desvio padrão.

O escalonamento multidimensional (MDS) da comunidade no último monitoramento mostrou que as réplicas mais distintas são as sem adição de macroalgas e com exclusão total de herbívoros, as réplicas que tiveram exclusão total de herbívoros e adição máxima de macroalgas (40 ind) ficaram mais isoladas que as réplicas com exclusão total e adição de apenas 20 macroalgas (Figura 36). As réplicas sem exclusão de herbívoros e sem adição de macroalgas e com adição de 20 macroalgas ficaram bem próximas, destacando-se um pouco a amostra sem exclusão com adição máxima de macroalgas. As amostras com exclusão parcial e adição de macroalgas ficaram mais agrupadas que a amostra onde não houve adição de macroalgas.

Figura 36 - Escalonamento multidimensional (MDS) da comunidade com os dados do último campo realizado no Arquipélago dos Abrolhos, BA.



Legenda: 0 ind= sem adição de algas, 20 ind= adição de 20 indivíduos de *Udoteaceae*, 40 ind= adição de 40 indivíduos de *Udoteaceae*; A exclusão refere-se ao uso de gaiolas fechadas ou semifechadas para impedir a entrada total ou parcial de herbívoros, respectivamente.

4.3 Discussão

Os bancos de angiospermas marinhas são geralmente tidos como ambientes simples compostos por espécies de angiospermas marinhos morfologicamente similares (DEN HARTOG; PHILLIPS, 2001), porém as interações que ocorrem nesses sistemas podem ser complexas e sensíveis; além disso elas podem influenciar na distribuição e abundância das plantas e animais do ambiente (TAPLIN; IRLANDI; RAVES, 2005). O padrão de distribuição das macrófitas do banco de angiospermas marinhas estudado em Abrolhos foi um

exemplo disso, pois a distribuição das macrofitas era mediada pelas relações ecológicas de competição com macroalgas e herbivoria.

Houve o crescimento de macroalgas rizofíticas *Caulerpa mexicana* Sonder ex Kützing em uma réplica da zona *halo* com exclusão total de herbivoria, o que indica que essa zona não possui macrófitas devido a sua alta intensidade de herbivoria, que inviabiliza o desenvolvimento das mesmas. Esse *halo* também foi observado por Short e colaboradores em 2006, porém eles não sabiam se o *halo* era causado por hidrodinamismo ou pela alta herbivoria. Os ensaios que mediram o fluxo de água (capítulo anterior), indicaram que não houve variação significativa no fluxo entre as três zonas estudadas, porém os ensaios sobre a intensidade de herbivoria deixam claro que com a proximidade do recife a herbivoria aumenta. Esses dados corroboram outros estudos que encontraram a alta intensidade de herbivoria como razão para a existência de *halos* logo após os recifes em “*reef flats*” (HAY, 1984; SWEATMAN; ROBERTSON, 1994).

No experimento com adição de macroalgas a porcentagem de cobertura de *H. wrightii* foi maior nas réplicas sem adição de macroalgas, mesmo sem a exclusão de herbívoros. Esse resultado reforça a existência de competição entre as macroalgas rizofíticas e *H. wrightii* em Abrolhos e reflete como a competição com as macroalgas pode afetar negativamente *H. wrightii*. Davis e Fourqurean (2001) também constataram em seu estudo que existe a competição entre as macroalgas rizofíticas e as angiospermas marinhas, porém segundo os autores as macroalgas foram mais afetadas pela competição que as angiospermas marinhas, resultado esse que difere do encontrado nesse estudo pois a exclusão das macroalgas e herbívoros permitiu um aumento de 15% na porcentagem de cobertura de *H. wrightii*. Um estudo realizado na Flórida com o mesmo propósito observou que a macroalga *Caulerpa prolifera* afetava negativamente a angiosperma marinha *H. wrightii*, principalmente em locais com maior profundidade, o que levou os autores a especular que talvez a luz interferisse de alguma forma nessa competição (TAPLIN; IRLANDI; RAVES, 2005). Não existe uma diferença na profundidade das diferentes zonas estudadas em Abrolhos, o que indica que no nosso estudo a diferença de luminosidade não interferia diretamente na competição, podendo essa ocorrer por algum outro fator como espaço ou nutrientes, já que as macroalgas rizofíticas podem utilizar nutrientes da coluna d'água e do sedimento, assim como as angiospermas marinhas (WILLIAMS, 1984).

Quando as macroalgas foram removidas, a densidade de eixos de *H. wrightii* dobrou. Esse resultado demonstra como a presença das macroalgas pode limitar o desenvolvimento de *H. wrightii*. Taplin e colaboradores (2005) constataram em seu estudo que quando em

interação com macroalgas rizofíticas, no caso *Caulerpa prolifera*, *H. wrightii* apresentou uma densidade menor de eixos quando comparada as réplicas sem a presença de *C. prolifera*, demonstrando que as macroalgas afetam negativamente *H. wrightii*. Em contraste, Ceccherelli e Sechi (2002) estudaram a dinâmica entre *Caulerpa taxifolia* e *Cymodocea nodosa* e observaram que a densidade de eixos não era afetada pela presença da macroalga rizofítica, além disso quando em coocorrência ambas apresentavam tamanho maior, do que quando seu vizinho era removido.

Com a exclusão total dos herbívoros e remoção das macroalgas, os eixos de *H. wrightii* aumentaram, em média, 9 cm. Isso demonstra como a herbivoria e a competição limitam o desenvolvimento dos eixos.

O peso seco de *H. wrightii* foi maior nas réplicas sem adição de macroalgas. Isso indica que de alguma forma as macroalgas afetam o desenvolvimento de *H. wrightii*, provavelmente através da competição por nutrientes. Esses resultados também foram encontrados por Taplin e colaboradores (2005) em seu estudo sobre a interação entre *Caulerpa prolifera* e *H. wrightii* onde o peso da angiosperma marinha *H. wrightii* foi influenciada negativamente pela presença da macroalga. O peso seco dos eixos e folhas chegou a ser 5 vezes maior nas réplicas sem a macroalga e o peso seco dos rizomas e raízes foi significativamente maior nas réplicas sem *C. prolifera*.

Após 75 dias de experimento, o peso seco de macroalgas na zona dominada por macroalgas ainda era 37% menor que a encontrada na implantação do experimento. Esse resultado demonstra que são necessários mais de três meses para a reconstituição da comunidade algal após uma perturbação que afete também a parte sob o substrato. Esses dados corroboram com Creed e Amado Filho (1999) que simularam o dano causado pela ancoragem das embarcações sobre o banco de *H. wrightii* e observaram que mesmo após 4 meses do dano, os valores de peso seco e densidade apresentados pelos controles eram em média maior que o das áreas afetadas, indicando que o tempo de recuperação após um dano era superior a 4 meses.

Mesmo que alguns estudos reportem a competição por recursos entre as macroalgas rizofíticas e as angiospermas marinhas, ambas são importantes para a estabilização do sedimento marinho, e estudos já reportaram que algas dos gêneros *Penicillus*, *Halimeda* e *Caulerpa* até mesmo facilitam a sucessão das angiospermas marinhas (WILLIAMS, 1990).

Nossos dados refletem a dinâmica existente no banco de angiospermas marinhas dos Abrolhos. A distribuição dos organismos foi mediada por fatores ecológicos. A intensa pressão de herbivoria próxima ao recife que impede a expansão do banco sobre a faixa *halo* e

mantêm uma baixa porcentagem de macroalgas, além disso a herbivoria limita a altura dos eixos de *H. wrightii*. Com o afastamento do recife a diminuição da herbivoria, a competição com macroalgas rizofíticas passa a ser o fator limitante a expansão do banco de grama marinha. Mesmo coocorrendo com as macroalgas por alguns metros antes de desaparecer, o banco de *H. wrightii* apresenta diferenças morfológicas quando comparado a parte do banco sem a presença das macroalgas. Esses dados demonstram como é importante a preservação do local, pois algo que afete os herbívoros, ou as macroalgas terá um impacto direto no banco de angiospermas marinhos que serve como fonte de alimento e abrigo a várias espécies.

REFERÊNCIAS

- ALCOVERRO, T.; DUARTE, C. M.; ROMERO, J. The influence of herbivores on *Posidonia oceanica* epiphytes. *Aquatic Botany*, 56: 93-104. 1997.
- BARROS, H. M. *et al.* Gerenciamento participativo de estuários e manguezais. Recife: Universitária da Universidade Federal de Pernambuco. 2000.
- CASARES, F. A.; CREED, J. C. Do small seagrasses enhance density, richness, and diversity of macrofauna? *Journal of Coastal Research*, 243: 790-797. 2008.
- CEBRIÁN, J. *et al.* Leaf growth response to simulate herbivory: a comparison among seagrass species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 220: 67-81. 1998.
- CECCHERELLI, G.; CINELLI, F. Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 217: 165-177. 1997.
- CECCHERELLI, G.; SECCHI, N. Nutrient availability in the sediment and the reciprocal effects between the native seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced rhizophytic alga *Caulerpa taxifolia*. *Hydrobiologia*. 474: 57-66. 2002.
- CORBISIER, T. N. Macrozoobentos da Praia do Codó (Ubatuba, SP) e a presença de *Halodule wrightii* Ascherson. *Boletim do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, 42: 99-111. 1994.
- CREED, J. C. Morphological variation in the seagrass *Halodule wrightii* near its southern distributional limit. *Aquatic Botany*, 59: 163-172. 1997.
- CREED, J. C. Distribution , seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state , Brazil. *Aquatic Botany*, 65: 47-58. 1999.
- CREED, J. C. The biodiversity of Brazil's seagrasses and seagrass habitats: a first analysis. *Biologia Marina Mediterrânea*, 7(2): 207-210. 2000.
- CREED, J. C.; AMADO-FILHO, G. M. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 235: 285-306. 1999.
- CREED, J. C.; KINUPP, M. Small scale change in mollusk diversity along a depth gradient in a seagrass bed off Cabo Frio, (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(3): 267-276. 2011.
- CREED, J. C.; MARQUES, L. V. Magnoliófitas marinhas com chave para gênero. In: PEDRINI, A. D. G. (Org.). *Macroalgas (Chlorophyta) e gramas marinhas (Magnoliophyta) do Brasil*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2011. p. 100-107.

- DAVIS, B. C.; FOURQUREAN, J. W. Competition between the tropical alga, *Halimeda incrassata*, and the seagrass, *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany*, 71(3): 217-232. 2001.
- DAWES, C. J.; HANISAK, D.; KENWORTHY, W. J. Seagrass biodiversity in the Indian River Lagoon. *Bulletin of Marine Science*, 57: 59-66. 1995.
- DEN HARTOG, C. The sea-grasses of Brazil. *Acta Botanica Neerlandica*, 21(5): 512-516. 1972.
- DEN HARTOG, C.; PHILLIPS, R. C. Common structures and properties of seagrass beds fringing the coasts of the world. *Ecological Studies*, v. 151, p. 195-212, 2001.
- DENNISON, W. C. et al. Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation. *BioScience*, 43(2): 86-94. 1993.
- DE PAULA, A. F. DE; FIGUEIREDO, M. A. D. O.; CREED, J. C. Structure of the macroalgal community associated with the seagrass *Halodule wrightii* Ascherson in the Abrolhos Marine National Park, Brazil. *Botanica Marina*, 46: 413-424. 2003.
- DORENBOSCH, M. *et al.* The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 37-48. 2004.
- GILLANDERS, B. M. Seagrass, fish and fisheries. In: LARKUM, A. W. D.; ORTH, R. J.; DUARTE, C. M. (Org.). *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Netherlands: Springer, 2006. p. 503-536.
- GREEN, E. P.; SHORT, F. T. *World Atlas of Seagrasses*. Berkley, USA: University of California Prees, 2003. p. 332
- HAY, M. E. Patterns os fish and urchin grazing on caribbean corals reefs: are previous results typical? *Ecology*, 65(2): 446 - 454. 1984.
- HECK JR, K. L.; VALENTINE, J. F. Plant–herbivore interactions in seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330: 420-436. 2006.
- JUNQUEIRA, A. O. R. *et al.* Population recovery of the sea urchin *Lytechinus variegatus* in a seagrass flat (Araruama Lagoon, Brazil): the role of recruitment in a disturbed environment. *Invertebrate Reproduction and Development*, 31: 143-150. 1997.
- KOUTSOUKOS, V. D. E. S. Zonação da flora marinha episâmica, ao norte da ilha Santa Bárbara, arquipélago dos Abrolhos. Monografia de graduação. Universidade Fedral do Estado do Rio de Janeiro, 2009.
- OLIVEIRA, E. C.; PIRANI, J. R.; GIULIETTI, A. M. The Brazilian Seagrasses. *Aquatic Botany*, 16: 251-267. 1983.
- OMENA, E.; CREED, J. C. Polychaete Fauna of Seagrass Beds (*Halodule wrightii* Ascherson) Along the Coast of Rio de Janeiro (Southeast Brazil). *Marine Ecology*, 25(4): 273-288. 2004.

ORTH, R. J.; MOORE, K. A. Distribution and abundance of submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay : an historical perspective. *Estuaries*, 7(4): 531-540. 1984.

PACOBAYHYBA, L. D. *et al.* Diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas na fanerógama marinha *Halodule wrightii* Aschers (Cymodoceaceae). *Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade de Pernambuco*, 22: 39-63. 1991.

PAPINI, A.; SORDO, L.; MOSTI, S. Surface interactions of the epiphytic macroalga *Hinckesia mitchelliae* (Phaeophyceae) with the shoalgrass *Halodule wrightii* (Cymodoceaceae). *Journal of Phycology*, 47: 118-122. 2011.

PRADO, P.; HECK JR, K. L. Seagrass selection by omnivorous and herbivorous consumers : determining factors. *Marine Ecology Progress Series*, 429: 45-55. 2011.

SHORT, F. T. *et al.* *SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat*, worldwide edition. Durhan, NH, 2006. p. 75

STAFFORD, N. B.; BELL, S. S. Space competition between seagrass and *Caulerpa prolifera* (Forsskaal) Lamouroux following simulated disturbances in Lassing Park, FL. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 333: 49-57. 2006.

SWEATMAN, H.; ROBERTSON, D. R. Grazing halos and predation on juvenile Caribbean surgeonfishes. *Marine Ecology Progress Series*, 111: 1-6. 1994.

TAPLIN, K. A.; IRLANDI, E. A.; RAVES, R. Interference between the macroalga *Caulerpa prolifera* and the seagrass *Halodule wrightii*. *Aquatic Botany*, 83: 175-186. 2005.

THAYNER, G. W. *et al.* Role of larger herbivores in seagrass communities. *Estuaries*, 7(4): 351-376. 1984.

WALKER, D. I.; MCCOMB, A. J. Seagrass degradation in Australian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 259: 191-195. 1992.

WILLIAMS, S. L. Uptake of sediment ammonium and translocation in a marine green macroalga *Caulerpa cupressoides*. *Limnology and Oceanography*, 29(2): 374-379. 1984.

WILLIAMS, S. L. Experimental studies of Caribbean seagrass bed development. *Ecological Monographs*, 60(4): 449-469. 1990.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os bancos de angiospermas marinhas são ambientes aparentemente estáticos, porém as angiospermas apresentam mudanças na sua morfologia durante os meses do ano ou de acordo com os fatores bióticos e abióticos do local onde ocorrem. O monitoramento realizado em Abrolhos ao longo de um ano nos mostrou como um banco monoespecífico de *Halodule wrightii* pode apresentar características diferentes de acordo com a época do ano. Esse resultado nos mostra a eficácia da metodologia de pontos fixos de monitoramento em bancos de angiospermas marinhas, já que as medições feitas foram sensíveis a ponto de detectar as variações entre os diferentes meses do ano.

Nosso estudo forneceu um maior entendimento sobre a dinâmica que media a distribuição das macrófitas no banco de *H. wrightii* em Abrolhos. Foi possível observar que não são os fatores abióticos como o fluxo de água e a sedimentação são os responsáveis pela formação da zona sem vegetação próxima ao recife de corais, sendo principalmente a alta intensidade de herbivoria que mantém o *halo* sem vegetação. Essa alta herbivoria também impede a expansão das macroalgas rizofíticas, que ficam limitadas as áreas mais afastadas do recife de corais, onde a intensidade de herbivoria é menor. Com isso apenas uma parte do banco de *H. wrightii* fica sujeita a competição com as macroalgas rizofíticas.

Na margem funda do banco, as macroalgas rizofíticas ocorrem em abundância e após coocorrerem com *H. wrightii* por alguns metros a angiosperma marinha é substituída por um banco de macroalgas. Nos locais onde a angiosperma ocorre com as macroalgas, é interessante observar que elas são morfologicamente distintas das angiospermas que ocorrem próximas ao recife.

Esses resultados ressaltam a importância da manutenção do Parque Natural Marinho dos Abrolhos, que viabiliza a alta densidade de herbívoros através da proibição da pesca, mantendo o sistema estudado em equilíbrio.