**EFEITO DAS PERDAS DE COBERTURA DE PRADOS DE ANGIOPERMAS MARINHAS SOBRE A MACROFAUNA BENTÔNICA**

**EFFECT OF THE LOSSES OF COVERAGE OF SEAGRASS MEADOWS ON THE BENTHIC MACROFAUNA**

**RESUMO**

Para avaliar o efeito de perdas recentes de áreas de pradarias marinhas sobre a macrofauna bentônica associada, foram avaliadas as assembleias associadas às áreas vegetadas e áreas com perda recente de cobertura vegetal, na praia de Catuama, litoral norte de Pernambuco, Brasil. Em maio de 2010, foram coletadas 10 amostras dentro do prado de *Halodule wrightii* e 10 amostras em áreas não mais ocupadas pela pradaria (não-vegetadas), com auxílio de um tubo coletor de PVC, para análises da planta e da fauna retida em malha de 0,5 mm. Foram capturados 2566 espécimes da macrofauna bentônica, sendo 2493 em áreas vegetadas e 73 em áreas sem vegetação, sendo que apenas anelídeos e moluscos foram encontrados em ambos os ambientes, mas a abundância total (H=15,310; p<0,001) e o número de táxons (H=13,740; p<0,001) foram significativamente maiores nas áreas vegetadas. Assim, o estudo demonstrou que as áreas não vegetadas, onde ocorreu perda de cobertura vegetal recente, foram significativamente menos habitadas, reforçando o alerta descrito para outras áreas do planeta, já afetando os ecossistemas brasileiros.

Palavras-Chave: **Bentos, Ecossistema fital, capim agulha**

**ABSTRACT**

Keywords: **Benthos, phytal ecosystem, shoal grass**

**INTRODUÇÃO**

De um modo geral, os principais grupos de invertebrados estão associados a prados de angiospermas marinhas (Barnes, 2017), com diferentes padrões na abundância e diversidade das assembleias faunísticas bentônicas entre áreas vegetadas e não-vegetadas adjacentes (Barnes & Barnes, 2012; Do *et al.*, 2011; Edgar, 1990; Nakaoka, 2005;Orth *et al.*, 1984; Terrados & Borum, 2004) e curtas faixas de transição, onde a fauna se modifica em apenas 0,1 m, a partir da borda da pradaria (Barnes, 2017). Contudo, os efeitos das pradarias sobre a macrofauna bentônica podem variar, especialmente devido às características ambientais, que podem variar muito de local para local (Edgar, 1990; Jernakoff & Nielsen, 1998; Nakaoka *et al.*, 2001) e, também, graças a interações entre espécies da fauna e entre espécies de angiospermas formadoras do prado (Nakaoka, 2005), mesmo quando se esperam alguns padrões de distribuição das espécies neste ecossistema (Barros & Rocha-Barreira, 2013; Barros *et al.*, 2017).

No Brasil, estudos específicos sobre macrofauna bentônica, ou grupos bentônicos associados a estes prados vêm sendo desenvolvidos, demostrando alteração na composição em função das variações sazonais ou do ciclo de vida das plantas (Alves & Araújo, 1999; Barros & Rocha-Barreira, 2013; Barros *et al.*, 2017; Cavalcante et al., 2014); distribuição da pradaria em diferentes profundidades (Creed & Kinupp, 2011); e até mesmo da influência das partes aérea e subterrânea das plantas sobre a distribuição vertical da macrofauna (Barros & Rocha-Barreira, 2009/2010; 2013; Barros *et al.*, 2013a; 2017), além da influência da presença das plantas sobre estes grupos (Corbisier, 1994).

Atualmente, mudanças ambientais de ordem global têm reduzido significativamente as áreas de prados em todo o mundo, afetando seus serviços ambientais (Björk *et al.*, 2008; Duarte, 2002; Green & Short, 2003; Orth *et al.*, 2006; Waycott et al., 2007; 2009) e a estrutura da macrofauna bentônica associada (Do *et al.*, 2013). Estas alterações já vêm sendo registradas no Brasil, como modificações na abrangência das espécies (Barros *et al.*, 2013b; Copertino *et al.*, 2016; Gorman *et al.*, 2016), assim como áreas com perda de densidade e biomassa e com pradarias cada vez mais fragmentadas (Short *et al.*, 2006). No litoral norte do estado de Pernambuco, informações de pescadores registram a perda e fragmentação de área e, também, a queda da produção pesqueira nas últimas décadas (Santos & Magalhães, *em prep.*).

Assim, considerando as recentes perda e fragmentação dos prados de angiospermas marinhas, são considerados urgentes os estudos sobre como as mudanças em sua estrutura impactam a fauna associada, sendo que evitar a perda dessa complexidade, tornou-se uma das prioridades para a conservação da biodiversidade marinha (Airoldi *et al.*, 2008). Diante desse cenário, alguns pontos de monitoramento têm sido estabelecidos no litoral Norte de Pernambuco, visando antecipar possíveis alterações na estrutura da fauna, que resultem em perda de espécies de interesse econômico. O presente estudo testou a hipótese de que, mesmo em áreas recém fragmentadas, as assembleias associadas a áreas vegetadas tem maior diversidade e abundância de macrofauna bentônica.

**MATERIAL E MÉTODOS**

*Área de estudo*

A praia de Catuama (7°37’40,7” S e 34°48’19,9” O) está localizada no litoral norte do estado de Pernambuco, à sudeste do município de Goiana e a 72 km da capital pernambucana, Recife, nordeste Brasileiro. A faixa de praia apresenta 1,5 km de extensão e recebe o encontro do Rio da Barra com o Rio Itapessoca (Figura I). A área possui prados de *Halodule wrightii* bem estabelecidos que vêm sofrendo fragmentação de área, desde o início dos anos 2000 (Pitanga & Magalhães, dados não publicados).

O período chuvoso ocorre entre os meses de março e agosto, sendo bem definido por frentes frias vindas do sul, sendo que a precipitação pluviométrica média anual é de 1720 mm (Aragão *et al.*, 2004). A temperatura média do ar oscila em torno de 26ºC e a velocidade média de ventos alísios (predominantes) varia entre 6,1 e 9,3 nós, com ventos oriundos principalmente do leste, no período de outubro a março; e do sudeste-sul, no período de abril a setembro (Aragão *et al.*, 2004).

*Etapa em campo*

 Em maio de 2010, foram coletadas 10 amostras dentro das manchas de *Halodule wrightii* e 10 amostras em áreas não vegetadas, onde antes eram observados prados contínuos (n = 20). A amostragem foi realizada durante a baixa-mar diurna (0,2 m) e com uma coluna d’água de 15 cm de profundidade, com auxílio de um tubo coletor de PVC de 10 cm de diâmetro, enterrado a 10 cm de profundidade.

 As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, fixadas com formol salino a 4% e levadas ao Laboratório de Ecossistemas Aquáticos da Universidade Federal Rural de Pernambuco (LEAqua/ UFRPE) para a triagem e identificação dos grupos da macrofauna bentônica.

*Etapa em laboratório*

O material coletado foi lavado em água corrente, através de uma peneira com malha de 0,5 mm, para a retenção da macrofauna. Nas amostras das áreas vegetadas, as folhas e rizomas de *H. wrightii* foram retiradas para posterior análise. O material retido na malha foi acondicionado em potes plásticos e fixado em formol a 4%, contendo o corante Rosa de Bengala (Holme & Mclntyre, 1971). A triagem e identificação dos grupos da macrofauna bentônica foram realizadas com auxílio de um microscópio estereoscópico e literatura específica.

Depois de obtido o número de hastes para determinar a densidade de *H. wrightii* (hastes m-2), as partes aérea (folhas e bainha) e subterrânea (rizoma e raízes) das plantas foram separadas e levadas à estufa a 60°C por 24 horas, para determinação da biomassa seca (g ps m-2) (Duarte & Kirkman, 2001).

*Análises estatísticas*

Variações das variáveis bióticas entre as áreas vegetadas e não vegetadas foram comparadas através da análise não paramétrica de Kruskal-Wallis (ao nível de significância de α = 0,05), através do Programa Bioestat, versão 4.0.

Os dados de abundância dos grupos foram previamente transformados pela raiz quadrada, como recomendado por Clarke e Warwick (1994). Após obtida a matriz de similaridade entre as amostras coletadas, foi gerado um gráfico de Escalonamento Multidimensional – MDS (Clarke & Ainsworth, 1993). Para verificar a aceitabilidade da distorção da configuração bidimensional do MDS, utilizou-se a medida do “estresse”, que varia numa escala crescente de distorção entre 0 e 1 (Clarke & Warwick, 1994).

Para observar as dissimilaridades entre os grupos de amostras vegetadas e não vegetadas, foi obtida uma análise de similaridade (ANOSIM). A fim de determinar os táxons com maior percentual de contribuição para tais dissimilaridades, foi obtida uma análise do percentual de similaridades, através da rotina Simper. A transformação dos dados, MDS, ANOSIM e Simper foram gerados através do Programa Primer® (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research), versão 6.0.

**RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Foi capturado um total de 2566 espécimes da macrofauna bentônica, sendo 2493 em áreas vegetadas e 73 em áreas sem vegetação. Foram identificados os filos Annelida, Arthropoda (Crustacea: Amphipoda, Decapoda, Isopoda, Tanaidacea; e Pycnogonida), Cnidaria, Echinodermata (Ophiuroidea), Mollusca e Sipuncula. De todos os táxons identificados, apenas Annelida e Mollusca foram encontrados em ambos os ambientes estudados, enquanto os demais ocorreram exclusivamente associados a *Halodule wrightii*.

A abundância total e o número de táxons foram significativamente maiores nas áreas vegetadas (Tabela 1). Anelídeos, cnidários e moluscos foram os grupos mais densos nas amostras coletadas em áreas vegetadas, sendo os anelídeos também o grupo mais denso nas áreas não vegetadas (Tabela 2).

Tabela 1. Valores (média ± Desvio padrão) de Riqueza (S), Abundância (N) Equitatividade de Pielou (J’) e Diversidade de Shannon-Wienner (H’), e análise da ANOVA da macrofauna bêntica em áreas de prado de *Halodule wrightii* e áreas não vegetadas na praia de Catuama, PE, Brasil.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Descritor | Média ± Desvio-padrão | ANOVA(Kruskal-Wallis) |
|  | Vegetada | Não-vegetada | H | p |
| Abundância Total | 6,5 ± 1,90 | 1,2 ± 0,42 | 15.310 | <0.001 |
| Número de táxons | 27,87 ± 10,85 | 2,53 ± 1,70 | 13.740 | <0.001 |

Tabela 2. Média e desvio-padrão da densidade (táxon m-2) da macrofauna bentônica em áreas de vegetadas e não vegetadas por *Halodule wrightii* da praia de Catuama, Pernambuco, Brasil.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Táxon | Área vegetada (média± desvio-padrão) | Área não vegetada(média± desvio-padrão) |
| Annelida | 26276,02 ± 18505,65 | 941,27 ± 1085,06 |
| Cnidaria | 1418,53 ± 1771,01 | \* |
| Mollusca | 212,11 ± 280,88 | 26,51 ± 55,89 |
| Sipuncula | 13,25 ± 41,92 | \* |
| Ophiuroidea | 901,49 ± 787,54 | \* |
| Pycnogonida | 92,80 ± 109,14 | \* |
| Amphipoda | 3897,65 ± 2354,35 | \* |
| Decapoda | 92,80 ± 177,31 | \* |
| Isopoda  | 145,83 ± 245,64 | \* |
| Tanaidacea | 768,92 ± 858,71 | \* |

 \* Ausência de indivíduos

O MDS evidenciou alta dissimilaridade (80%) entre as amostras de áreas vegetadas (AP) e não vegetadas (AF) (Figura 2), que foram consideradas significativamente diferentes (ANOSIM de uma via: R = 0,941; p = 0,01%). O táxon que mais contribuiu para a dissimilaridade entre estas áreas foi a abundância do filo Annelida (42,6%) (Tabela 3).

As áreas vegetadas foram caracterizadas por uma densidade de hastes de *Halodule wrightii* variando entre 1590 hastes m-2 e 7291 hastes m-2 com densidade média de 3314±177,4 hastes m-2. A biomassa aérea variou entre 52,36 g ps m-2 e 165,45 g ps m-2, com uma média de 103±4,1 g ps m-2, e a biomassa subterrânea variou entre 117,59 g ps m-2 e 415,087 g ps m-2,com uma média de 237,04±9,9 g ps m-2.

Tabela 3. Média de abundância dos grupos da macrofauna bentônica em áreas vegetadas e não vegetadas, e seus percentuais de contribuição para a dissimilaridade média (δ média) (Índice de Bray-Curtis) entre as áreas vegetadas e não vegetadas por *Halodule wrightii* na praia de Catuama, Pernambuco, Brasil.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
|  | δ média =81,34 |  |
|  | Abundância média | Contribuição (%) |
| Táxon |  Área vegetada x Área não vegetada  |
| Annelida | 198,2 | 7,1 | 42,62 |
| Amphipoda | 29,4 | 0,0 | 20,66 |
| Cnidaria | 10,7 | 0,0 | 10,63 |
| Ophiuroidea | 6,8 | 0,0 | 8,43 |
| Tanaidacea | 5,8 | 0,0 | 7,26 |
| Mollusca | 1,6 | 0,2 | 3,56 |
| Isopoda | 1,1 | 0,0 | 2,76 |
| Decapoda | 0,7 | 0,0 | 1,44 |
| Pycnogonida  | 0,7 | 0,0 | 2,30 |
| Sipunculae | 0,1 | 0,0 | 0,33 |

**DISCUSSÃO**

Apesar das manchas da pradaria de Catuama terem apresentado os grupos da macrofauna bentônica característicos para este tipo de ambiente (Casares & Creed, 2008; Corbisier 1994; Barros & Rocha-Barreira, 2009/2010; Hemminga & Duarte 2000; Nakaoka & Toyohara 2000; Stoner, 1980), este estudo confirmou a hipótese de que as áreas não-vegetadas, onde ocorreu perda de cobertura vegetal recente, foram significativamente menos habitadas, com provável impacto também significativo sobre a produtividade local.

Efeito similar também foi observado numa pradaria de *Zostera noltii* com perda de área, na Baía de Arcachon, na França (Do *et al.*, 2013). Os autores registraram uma queda significativa na macrofauna bentônica nas áreas com perda de cobertura vegetal, especialmente considerando os grupos da epifauna. Outros estudos que compararam áreas vegetadas e não vegetadas também registraram maior abundância nas áreas com plantas (Do *et al.*, 2011;Orth *et al.,* 1984; Sánchez-Jerez *et al.*, 1999; Terrados & Borum, 2004; Virnstein *et al.*, 1983; Zieman & Zieman, 1989), diferenciando quanto aos grupos faunísticos mais destacados, o que pode estar relacionado à espécie de planta e outras particularidades ambientais de cada local.

O destaque do grupo Annelida, especialmente os poliquetas, também tem sido evidenciado em outras pradarias (Gambi *et al.*, 1998; Omena & Creed, 2004; Somaschini *et al.*, 1994; Virnstein, 1987; Stoner,1980; Hutchings, 1993; Corbisier, 1994). Alguns autores sugerem que este grupo seja mais fortemente influenciado pelo sedimento que pelas plantas, em função do hábito (Froján *et al.*, 2005; Corbisier, 1994). No entanto, outros autores afirmam que espécies deste grupo podem estar diretamente relacionadas à biomassa das plantas (Gambi *et al.*, 1998; Omena & Creed, 2004; Arana & Díaz, 2006) e encontrar maior proteção e alimento em áreas vegetadas, mesmo quando as espécies de plantas apresentam menor porte (Abbiatti *et al.*, 1991; Gambi *et al.*, 1998; Omena & Creed, 2004; Somaschini *et al.*, 1994).

O grupo dos moluscos também foi observado tanto nas áreas vegetadas quanto não vegetadas, no presente estudo. Embora tenha sido registrada uma baixa abundância, os moluscos compõem um grupo bastante comum nestes habitats e quase sempre estão diretamente relacionados às variações espaciais e sazonais das pradarias (Alves & Araújo, 1999; Barros *et al.*, 2013a; Barros & Rocha-Barreira, 2013; Creed & Kinupp, 2011; Toyohara & Nakaoka, 1999) e à presença das plantas, quando comparados a ambientes desprovidos de vegetação (De Metrio *et al.*, 1980; Rueda *et al.*, 2009).

Outro grupo bem representado no presente estudo foi o subfilo Crustacea, que tem sido apontado como um grupo que tem papel significativo na produção secundária dos prados de angiospermas marinhas (Hemminga & Duarte, 2000; Nakaoka, 2005; Rainer & Unsworth, 1991). Os crustáceos são atraídos pela complexidade e estabilidade encontrada nos microambientes formados pelas pradarias (Zupo, 1994). Sua diversidade é regulada principalmente pela densidade aérea da planta, presença de epífitas e sazonalidade das plantas hospedeiras (Barros & Rocha-Barreira, 2009/2010; Barros *et al*., 2017; Lewis, 1984; Stoner, 1980; Zieman & Zieman, 1989; Gore *et al.*, 1981). No presente estudo, as diversas ordens identificadas foram encontradas exclusivamente nas áreas vegetadas, confirmando a relação direta deste grupo com as plantas (Sánchez-Jerez *et al.*, 1999; Lewis, 1984; Stoner, 1980; Zieman & Zieman, 1989).

Morfologicamente, embora apresentando perdas de área, as médias de tamanho e densidade das plantas, assim como a biomassa, ainda superam os valores encontrados em outras pradarias do Brasil (Barros & Rocha-Barreira, 2014; Creed, 1999; França *et al.*, 2014; Magalhães *et al.*, 1997; Magalhães et al., 2003; Oliveira et al., 1997). Além disso, o número significativamente maior de macrofauna associada às áreas ainda vegetadas reforça a importância dessas pradarias para a produtividade na região costeira de Catuama.

Dessa forma, as pradarias da praia de Catuama ainda demonstram sua fundamental importância para a produtividade local. A drástica redução na abundância total e número de táxons da macrofauna bentônica nas áreas com perda de pradaria reforça os alertas para os efeitos da destruição desses ambientes não só para a economia, como também para o equilíbrio de toda a zona costeira.

**REFERÊNCIAS**

Abbiatti, M.; Castelli, A.; Giangrande, A. & Lardicci, C. Distribution of polychaetes on hard substrates of the Midlittoral-Infralittoral transition zone, Western Mediterranean. *Ophelia (Suppl.)*, v. 5, p. 421-432, 1991.

Airoldi, L.; Balata, D. & Beck, M. W. The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 366, Issues 1-2, p. 8-15, 2008.

Alves, M.S. & Araújo, M.J.G. Moluscos associados ao fital *Halodule wrightii* Ascherson na Ilha de Itamaracá-PE. *Trab. Oceanog.*, v. 27, n. 1, p. 91-99, 1999.

Aragão, J. O. R. A influência dos Oceanos Pacífico e Atlântico na dinâmica do tempo e do clima do Nordeste do Brasil, p. 287-317, *in* Eskinazi-Leça, E.; Neumann-Leitão, S. & Costa, M. F. (orgs.). *Oceanografia – um cenário tropical*, Bagaço, 761p., Recife, 2004.

Arana, I. L. & Díaz, O. D. Polychaeta (annelida) associated whit *Thalassia testudinum* in the Northeastern coastal waters of Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, v. 54, n. 3, p. 971-978, 2006.

Barnes, R. S. K. Patterns of benthic invertebrate biodiversity in intertidal seagrass in Moreton Bay, Queensland. Regional Studies in Marine Science, v. 15, p.17-25, 2017.

[Barnes, R. S. K.](https://www.scopus.com/authid/detail.uri?origin=resultslist&authorId=7402034342&zone=) & [Barnes, M. K. S.](https://www.scopus.com/authid/detail.uri?origin=resultslist&authorId=46760971700&zone=) [Shore height and differentials between macrobenthic assemblages in vegetated and unvegetated areas of an intertidal sandflat](https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-84861962870&origin=resultslist&sort=plf-f&cite=2-s2.0-84861962870&src=s&imp=t&sid=8fdd856b4a177c0d9ba7dcf1373b87e1&sot=cite&sdt=a&sl=0&recordRank=). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v. 106, p. 112-120, 2012.

Barros, K. V. S.; Jardim, J. & Rocha-Barreira, C. A. Ecological observations on Polyplacophora in a *Halodule wrightii* Ascherson meadow and new records for Northeast and Brazilian coast. *Rev. Nord. Zool.*, v. 7, n. 1, p. 27-40, 2013a.

Barros, K. V. S. & Rocha-Barreira, C. A. Caracterização da dinâmica espaço-temporal da macrofauna bentônica em um banco de *Halodule wrightii* Ascherson (Cymodoceaceae) por meio de estratificação. *Rev. Nord. Zool.*, v. 4, n. 1, p. 73-81, 2009/2010.

Barros, K. V. S. & Rocha-Barreira, C. A. Responses of the molluscan fauna to environmental variations in a *Halodule wrightii* Ascherson ecosystem from Northeastern Brazil. *An. Acad. Bras. Ciênc.*, v. 85, n. 4, p. 187-200, 2013.

Barros, K. V. S. & Rocha-Barreira, C. A. Environmental influences on *Halodule wrightii* Ascherson meadow in Northeastern Brazil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol*., v. 18, n. 2, p. 31-41, 2014.

Barros, K. V. S.; Rocha-Barreira, C. A. & Magalhães, K. M. Ecology of Brazilian seagrasses: Is our current knowledge sufficient to make sound decisions about mitigating the effects of climate change? *Iheringia Sér. Bot.*, v. 68, n. 1, p.155-170, 2013b.

Barros, K. V. S.; Souza-Filho, J. F.; Paiva, R. J. C.; Araújo-Silva, C. L.; Almeida, A. O. & Rocha-Barreira, C. A. Seasonal variation of the crustacean fauna in the belowground and aboveground strata in a *Halodule* *wrightii* meadow of northeastern Brazil. *Iheringia Sér Zool.*, v. 107, n. e2017048, p. 1-7, 2017.

Björk, M.; Short, F.; McLeod, E. & Beer, S. *Managing seagrasses for resilience to climate change.*World Conservation Union Global Marine Programme, Gland,55 p., Switzerland, 2008.

Casares, F. A. & Creed, J. C. Do Small Seagrasses Enhance Density, Richness, and Diversity Of Macrofauna? *J Coastal Res.*, v. 24, n. 3, p. 790-797, 2008.

Cavalcante, L. L.; Amorim, L. A.; Costa, F. N.; Rocha-Barreira, C. A. & Barros, K. V. S. Variações no prado de *Halodule wrightii* Ascherson e macrofauna associada na praia da Pedra Rachada, Paracuru, Ceará – Brasil. *Rev. Educ. Cient. Cult.*, v. 1, n.2, p. 1-9, 2014.

Clarke, K.R. & Ainsworth, M. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 92, p. 205-219, 1993.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. Similarity-based testing for community patter: the 2-way layout with no replication. *Mar. Biol.*, v. 18, p. 167-176, 1994.

Copertino, M. S.; Creed, J. C.; Lanari, M. O.; Magalhães, K.; Barros, K.; Lana, P. C.; Sordo, L. & Horta, P. A. Seagrass and submerged aquatic vegetation (VAS) habitats off the coast of Brazil: state of knowledge, conservation and main threats. *Braz. J. Oceanogr.*, v. 64, n. sp2, p. 53-80, 2016.

Costanza, R.; D’arge, R.; Groot, R.; Farberk, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O’neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Suttonkk, P. & Van Den Belt, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.

Corbisier, T. N., Macrozoobentos da Praia do Codó (Ubatuba,SP) e a presença de *Halodule wrightii*. *Bolm. inst. oceanogr.*, v. 42, p. 99-111, 1994.

Creed, J. C. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state, Brazil. *Aquat. Bot.* v. 65, p. 47-58, 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). *Braz. J. Oceanogr.*, v. 59, n. 3, p. 267-276, 2011.

De Metrio, G.; Bello, G.; Vaccarella, R. & Terio, E. Malacofauna di “mattes” morti di *Posidonia*. *Atti Accad. Peloritana Pericolanti Cl. Sci. Fis. Mat. Natur.*, v. 26, p. 3-8, 1980.

Do, V. T.; Blanchet, H.; Montaudouin, X. & Lavesque, N. Limited Consequences of Seagrass Decline on Benthic Macrofauna and Associated Biotic Indicators. *Estuaries Coast.*, v. 36, p. 795-807, 2013.

Do, V. T.; Montaudouin, X.; Lavesque, N.; Blanchet, H. & Guyard, H. Seagrass colonization: knock-on effects on zoo- benthic community, populations and individual health. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., v. 95, p. 458–469, 2011.

Duarte, C. M. The future of seagrass meadows. *Environ.* *Conserv.*, v. 29, n. 2, p. 192-206, 2002.

Duarte, C.M. & Kirkman, H. Methods for the Measurement of Seagrass Abundance and Depth Distribution, p. 141-153, *in* Short, F.T. & Coles, R.G. (eds.), *Global Seagrass Research Methods.* Elsevier, 463p., New York, 2001.

França, C. R. C.; Pitanga, M. E.; Alves, M. D. O.; Araújo, M. E.; Silva, S. L. & Magalhães, K. M. Morfologia foliar e densidade de hastes de *Halodule wrightii* (Cymodoceaceae), no litoral de Alagoas, Brasil. *Trop. Oceanogr.*, v. 42, n. esp., p. 58-67, 2014.

Froján, C. R. S.; Hawkins, L. E.; Aryuthaka, C.; Nimsantijaroen, S.; Kendall, M. A. & Paterson, G. L. J. Patterns of polychaete communities in tropical sedimentary habitats: a case study in south-western Thailand. *Raffles Bull. Zool.*, v. 53, n. 1, p. 1-11, 2005.

Gambi M. C.; Conti G. & Bremec C. S. Polychaete distribution, diversity and seasonality related to seagrass cover in shallow bottoms of the Tyrrenian Sea (Italy). *Sci. Mar.*, p. 62: 1-2, 1998.

Gore, R. H.; Gallaher, E. E.; Scotto, L. E. & Wilson, K. A. Studies on decapod crustacea from theIndian River Region of Florida: XI. Community composition, structure, biomass and species-areal relationships of seagrass and drift algae-associated macrocrustaceans. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v.12, n. 4, p. 485-508, 1981.

Gorman, D.; Turra, A.; Bergstrom, E. & Horta, P. A. Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). *Aquat. Bot.*, v. 132, p. 30–36, 2016.

Green, E. P. & Short, F. T. *World Atlas of Seagrasses.*University of California Press, 298p., Los Angeles, 2003.

Heck, K. L. & Orth, R. J. Structural components of eelgrass (*Zostera marina* ) meadows in the lower Chesapeake Bay-Decapod crustacea. *Estuar Coast*., v. 3, n. 4, p. 289-295, 1980.

Hemminga, M. A. & Duarte, C. M. *Seagrass Ecology.* Cambridge University Press, 298p., Cambridge, 2000.

Holme, N. A. & McIntyre, A. D. *Methods for the study of marine benthos*, 1st ed., Blackwell Scientific Publication, 334 p., Oxford, 1971.

Hughes, R. G; Rubies, A. G. & Gili, J. M. The growth and degeneration of the hydroid *Sertularia perpusilla*, an obligate epiphyte of leaves of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Hydrobiologia*, v. 216/217, p. 211-214, 1991.

Hutchings, P. A.; Ward, T. J. & Waterhouse, J. H. Infauna Of Marine Sediments and Seagrass Beds Of Upper Spencer Gulf Near Port Pirie, South Australia. *Summ. Trans. Royal Soc*., v. 117, n. 1, p. 1-15, 1993.

Jernakoff, P. & Nielsen, J. Plant-animal associations in two species of seagrasses in Western Australia. *Aquat. Bot.*, v. 60, p. 359-376, 1998.

Lewis, F. G. Distribution of macrobenthic crustaceans associated with *Thalassia*, *Halodule* and bare sand substrata. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 19, p. 101-113, 1984.

Magalhães, K.M.; Eskinazi – Leça, E.; Moura Júnior, A. M. Morfometria e Biomassa da Fanerógama Marinha *Halodule wrightii* Ascherson no Litoral Norte de Pernambuco.*Trab. Oceanogr.*,v. 25, p. 83-92. 1997.

Nakaoka, M. Plant–animal interactions in seagrass beds: ongoing and future challenges for understanding population and community dynamics. *Popul. Ecol.*, v. 47, n. 3, p. 167-177, 2005.

Nakaoka, M. & Toyohara, T. Effects of seagrass patch structure on the mobile epifaunal community in a subtidal seagrass meadow in Thailand. *Benthos Res.*, v. 55, p. 53-61, 2000.

**Nakaoka, M.; Toyohara, T. & Matsumasa, M. Seasonal and between-substrate variation community in a multiespecific seagrass bed of Otsuchi Bay, Japan. *Mar. Ecol.*, v. 22, n. 4, p. 379-395, 2001.**

Oliveira, E. C., et al. Phenology of a seagrass (*Halodule wrightii*) bed on the southeast coast of Brazil. *Aquat. Bot.*, Amsterdam, v. 56, n. 1, p. 25-33, 1997.

Omena, E. & Creed, J. C. Polychaete Fauna of Seagrass Beds (*Halodule wrightii* Ascherson) Along the Coast of Rio de Janeiro (Southeast Brazil). *Mar. Ecol*., v. 25, n. 4, 273–288, 2004.

Orth, R.J.; Heck-Jr, K.L. & Van Montfrans, J. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of the plant structure and prey characters on predator: prey relationships. *Estuaries*, v. 7, n. 4, p. 339-350, 1984.

Rainer, F. & Unsworth, P. Ecology and production of *Nebalia* sp. (Crustacea: Leptostraca) in a shallow-water seagrass community. *Austr. J. Mar. Freshwater* *Res.*, v. 42, p. 53-68, 1991.

Rueda, J. L.; Gofas, S.; Urra, J. & Salas, C. A highly diverse molluscan assemblage associated with eelgrass beds (*Zostera marina* L.) in the Alboran Sea: Micro-habitat preference, feeding guilds and biogeographical distribution. *Sci. Mar.*, v. 73, n. 4, p. 679-700, 2009.

Sánchez-Jerez, P.; Cebrián, C. B. & Esplá, A. A. R. Comparison of the epifauna spatial distribution in *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* and unvegetated bottoms: Importance of meadow edges. *Acta Oecol.*, v. 20, n. 4, p. 391-405, 1999.

Short, F. T.; Koch, E. W.; Creed, J. C.; Magalhães, K. M.; Fernandez, E. & Gaeckle, J. L. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. *Mar. Ecol.*, v. 27, p. 277-289, 2006.

Somaschini, A.; Gravina, M. F. & Ardizzone, G. D. Polychaete depth distribution in a *Posidonia oceanica* bed (rhizome and matte strata) and neighbouring soft and hard bottoms. *Mar. Ecol.*, v. 15, p. 133-151, 1994.

Stoner, A. W*.* The Role of Seagrass Biomass In The Organization Of Benthic Macrofaunal Assemblages. *Bull. Mar. Sci.*, v. 30, n.3, p. 537-551, 1980.

Terrados, J. & Borum, J. Why are seagrasses important? – Goods and services provided by seagrass meadows, p.8-10, *in* Borum, J.; Duarte, C. M.; Krause-Jensen, D. & Greve, T. M. (eds.), *European Seagrasses: an introduction to monitoring and management*, Monitoring and Management of European Seagrass Beds, 88p., Denmark, 2004.

Toyohara, T. & Nakaoka, M. Population dynamics and reproductive traits of phytal gastropods in seagrass bed in Otsuchi Bay, northeastern Japan. *Mar. Ecol.*, v. 20, n. 3-4, p. 273-289, 1999.

Waycott, M.; Collier, C.; Mcmahon, K.; Ralph, P.; Mckenzie, L.; Udy, J. & Grech, A. 2007. Vulnerability of seagrasses in the Great Barrier Reef to climate change, p. 193-235, *in* Johnson, J. E. & Marshall, P. A. (eds.), *Climate Change and the Great Barrier Reef: a vulnerability assessment.* Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Townsville, 2007.

Waycott, M.; Duarte, M. C.; Carruthers, J. B. T.; Orthd,J. R.; Dennisonc, W. C.; Olyarnike, S.; Calladinea, A.; Fourqureanf, J. W.; Heck Jr, K. L.; Hughese, A. R.; Kendricki, G. A.; Kenworthyj, W. J.; Short, F. T. & Williams, L. S. Accelerating Loss Of Seagrasses Across The Globe Threatens Coastal Ecosystems. *Pnas*, v. 106, n. 30, p. 12377-12381, 2009.

Virnstein, R. W. Seagrass-associated Invertebrate Communities of the Southeasthern U.S.A.: A Review, p.89-116, *in* Durako, M. J.; Philips, R. C. & Lewis, R. R. (eds.), *Proceedings of the Symposium on Subtropical – Tropical Seagrass of the Southeastern United States*,Florida Marine Research Publications, Florida, 1987.

Zieman, J. C. & Zieman, R. T. *The ecology of the seagrass meadows of the west coast of Florida: a community profile*. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service Research and Development, Biological Report, Washington, D. C., v. 85, n. 7.25, 155p., 1989.

Zupo, V. Strategies of sexual inversion in *Hippolyte inermis* Leach (Crustacea, Decapoda) from a Mediterranean seagrass meadow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v.178, p. 131-145, 1994.

**Lista de Figuras**

Figura 1. Localização do local de estudo na Praia de Catuama, no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Figura 2. Gráfico resultante da análise do escalonamento multidimensional (MDS) das abundâncias médias dos grupos da macrofauna bentônica associada a áreas vegetadas (presença - AP) e não vegetadas (ausência - AF) por *Halodule wrightii*, na praia de Catuama, Pernambuco, Brasil.