



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

RAVENA STHEFANY ALVES NOGUEIRA

**DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE ANGIOSPERMAS MARINHAS NO OCEANO
ATLÂNTICO OCIDENTAL**

FORTALEZA-CE

2021

RAVENA STHEFANY ALVES NOGUEIRA

**DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE ANGIOSPERMAS MARINHAS NO OCEANO
ATLÂNTICO OCIDENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará – UFC, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ciências Marinhas Tropicais.

Linha de pesquisa: Utilização e Manejo de Recursos Marinhos e Estuarinos

Orientadora: Prof. Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira

Coorientadora: Dra. Kcrishna Vilanova de Souza Barros

FORTALEZA-CE

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

N715d Nogueira, Ravena Sthefany Alves.
Distribuição de espécies de angiospermas marinhas no oceano Atlântico Ocidental / Ravena Sthefany Alves Nogueira. – 2021.
144 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2021.

Orientação: Profa. Dra. Cristina de Almeida Rocha-Barreira.
Coorientação: Profa. Dra. Kcrishna Vilanova de Souza Barros.

1. Autoecologia de pradarias marinhas. 2. *Halodule wrightii*. 3. *Halophila decipiens*. 4. Mapeamento de pradarias marinhas. 5. Modelos de distribuição de espécies. I. Título.

CDD 551.46

RAVENA STHEFANY ALVES NOGUEIRA

DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE ANGIOSPERMAS MARINHAS NO OCEANO
ATLÂNTICO OCIDENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará – UFC, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos.

Aprovada em 24/11/2021.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira (Orientadora)

Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares (Examinador interno)

Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. José Souto Rosa Filho (Examinador externo)

Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Karine Matos Magalhães (Examinadora externa)

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Rodrigo Fernandes (Examinador externo)

Universidade Federal Rural do Semi-Árido

“Eu não tenho nenhum vestido além do que uso todo dia. Se você for gentil o suficiente para me presentear um, só peço que seja prático e escuro para que eu possa vesti-lo logo em seguida para ir para o laboratório.”

- *Marie Curie.*

Aos 600 mil brasileiros que tiveram suas vidas roubadas.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira, por ter aceitado me orientar (depois de algum tempo). Agradeço a confiança, o incentivo, a paciência e as inúmeras lições. Agradeço a Dra. Kcrishna Vilanova de Souza Barros, que aceitou o desafio de me coorientar, mesmo sabendo que eu nada sabia sobre pradarias. Agradeço, além da instrução, o cuidado e a preocupação. Vocês são modelos.

Agradeço ao Programa em Ciências Marinhas Tropicais – LABOMAR/UFC, por aceitar e possibilitar a execução do projeto. À CAPES, pela concessão da bolsa que permitiu meu estabelecimento em Fortaleza - CE durante o mestrado e doutorado.

À banca: Profa. Dra. Karine Magalhães, Prof. Dr. José Souto, Prof. Dr. Rodrigo Fernandes e Prof. Dr. Marcelo Soares, que prontamente aceitaram contribuir com este trabalho. Agradeço a disponibilidade, gentileza e tempo investido na leitura crítica desta tese.

Agradeço a toda família Zoobentos, que me acolheu, me ajudou, me divertiu e me permitiu fazer parte de tantas histórias: Magalline Girão, Jadson Pinto, André Porfírio, Carolina Bracho, Poliana Guizardi, Liane Marli, Patrícia Albuquerque, Lucas Brito, Matheus Fortaleza, Heleny Noronha, Mariuza Menezes; Em particular, a Stefanni Ferreira e Mariana Rodrigues, que abraçaram o trabalho com as pradarias e participaram responsabilmente da biometria das plantas e triagem da fauna associada e; a Jéssika Gomes, por ter confiado em mim para acompanhar o seu processo de formação; ao Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra, que além de me orientar e me trazer para o Zoobentos, sempre foi solícito em várias etapas durante o processo de doutoramento; ao Dr. Wilson Franklin, pelas inúmeras contribuições e conversas, desde o mestrado até o doutorado.

À Dr^a Emanuelle Rabelo, agradeço todo o amparo, disponibilidade e carinho. Agradeço a cessão do EcoMar para desde o apoio logístico durante as campanhas, até o espaço para redação e finalização da tese. Minha tutora, amiga e, orgulhosamente, colega de trabalho.

A minha gratidão a Isabela Abreu, nossa Bela. A você, eu tenho um carinho que vai muito além das interações burocráticas labomarianas. Já disse uma vez e repito orgulhosamente: você é o coração dessa instituição e irei carregá-la sempre no meu, aonde eu for.

Agradeço aos amigos que toparam passar dias na estrada, pulando de praia em praia, atolando na lama, se cortando nas ostras, desmaiando no sol, cavando e carregando peso: Patrícia

Albuquerque, Allan Santos, Poliana Salve, Jeosafá Santos e minha coorientadora ativa, Kcrishna Barros. Vocês não só tornaram tudo possível, quanto tornaram tudo muito divertido, mesmo em meio à exaustão. Um agradecimento especial ao Prof. Ellano Silva, que gentilmente cedeu sua casa e carro para a realização das coletas, depois de problemas logísticos já com a campanha em andamento. Por isto e pelos cones, sou profundamente grata.

Aos parceiros de Abrolhos: Poliana Salve, Magalline Girão, Jadson Pinto, Allan Santos, Índira Luz e Alisson Matos: os melhores companheiros de viagem, de mesa e de carnaval. Agradeço por tantos momentos de alegria, carinho e histórias criadas, de cima do Morro até de baixo d'água. Às minhas parceiras de café, Poli, Magá e Índira, agradeço pelos tantos momentos de acolhimento e risadas aleatórias. Vocês me ajudaram a continuar.

Ao Dr. Alisson Matos, que me ajudou a retomar o trabalho em meio a pandemia, assumindo comigo um compromisso semanal até que o trabalho estivesse encaminhado; À Dra. Índira Luz, pelas leituras críticas desde a qualificação e pelos resgates pessoais e acadêmicos, os quais muitas vezes se misturaram. Ao Dr. Puppinho, que me alegrou e me fez companhia em tantos momentos; e a Martim, que chegou bem a tempo de iluminar esse finalzinho de tese. À toda família, meu agradecimento profundo.

Agradeço imensamente a minha família potiguar, do apartamento 101: Luysa Nunes, Ítala Alves, Natália Dantas e Ellano Silva, pelos inestimáveis momentos que compartilhamos sob o mesmo teto (ou não) e pelas lições que aprendemos juntos. Obrigada pelo suporte e pela companhia em todos os passeios às emergências da hapvida.

Agradeço ao meu *roomie* Felipe Regys, por me aceitar sem me conhecer, por tolerar meus desaparecimentos repentinos, minha rotina totalmente sem nexos e o entrelace de pelos nos seus ternos sem reclamar (muito). Por anos dividindo o mesmo espaço, sendo tão diferentes, sem nunca ter tido uma discussão sequer, sou grata.

Agradeço ao Oscar Duarte, pela companhia no trabalho e estudos, os cafés e os mimos alimentícios que apareciam espontaneamente no laboratório nos momentos de estresse ou no meu fogão, nos momentos de alegria compartilhada. Pelas muitas vezes que você me ouviu, me acalmou e carregou os meus fardos para que o peso fosse dividido, muito obrigada.

Finalmente, à minha família. Meus pais, Rita e Nogueira, que sempre me apoiaram inquestionavelmente, da melhor maneira que eles puderam. Do jeito deles, me deram liberdade

e suporte para que eu trilhasse o caminho de minha escolha. Ao meu irmão, Ramon, que só em ser quem é, me faz sentir que não estou passando pela vida só. A Mimi, que forçou sua entrada na família, trazendo aconchego e companhia para meus pais, quando eu não podia estar junto. Finalmente, a Anakin e Nalu, os parceirinhos que me acompanharam nos melhores e piores momentos do doutorado, que me encheram de carinho e amor, mesmo durante os períodos mais duros. A vocês, minha eterna gratidão. Tudo é por vocês.

SUMÁRIO

CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA	17
1 Introdução geral	17
1.1 <i>As pradarias marinhas</i>	17
1.2 <i>Impactos e ameaças</i>	18
1.3 <i>Mapeamento das pradarias marinhas</i>	19
1.4 <i>Modelos de Distribuição de Espécies - MDEs</i>	21
1.5 <i>A relação com as variáveis ambientais no contexto do mapeamento</i>	23
1.6 <i>A Região Semiárida brasileira e a Costa Branca do Rio Grande do Norte</i>	24
1.7 <i>Justificativa e estrutura da tese</i>	25
2 Hipóteses	26
3 Objetivos	26
3.1 <i>Objetivo Geral</i>	26
3.2 <i>Objetivos específicos</i>	26
Referências	28
CAPÍTULO I: Quais fatores determinam a ocorrência e abundância de angiospermas marinhas em uma região semiárida tropical?	39
Highlights	39
Abstract	40
Graphical Abstract	40
1. Introduction	41
2. Materials and Methods	43
2.1 <i>Study area</i>	43
2.2 <i>Field procedures</i>	44
2.3 <i>Laboratorial procedures</i>	46
2.4 <i>Data analysis</i>	47
3. Results	48
3.1 <i>Location and characterization of the seagrass occurrence areas of Costa Branca</i>	48
3.2 <i>Relation of the marine angiosperms abundance and the environmental variables</i>	52
4. Discussion	55
5 Conclusions	59
References	60

CAPÍTULO II: Distribuição potencial de <i>Halodule wrightii</i> e <i>Halophila decipiens</i> no Oceano Atlântico Ocidental	67
RESUMO	67
ABSTRACT	67
1 Introdução	68
1.1 Hipóteses	71
1.2 Objetivos	71
1.2.1 Objetivo geral	71
1.2.2 Objetivos específicos	71
2 Materiais e Métodos	71
2.1 Área de estudo	71
2.2 Registros de ocorrência de <i>Halodule wrightii</i> e <i>Halophila decipiens</i>	72
2.3 Seleção dos dados ambientais	74
2.4 Modelos de Distribuição das Espécies (MDEs)	75
3 Resultados	77
4 Discussão	81
5. Conclusão	86
Referências	87
APÊNDICES	98

LISTA DE FIGURAS

Contextualização Teórica

- Figura 1. Distribuição global das angiospermas marinhas. Fonte: Short *et al.* (2016).....18
- Figura 2. Distribuição das angiospermas marinhas considerando apenas os dados poligonais. Fonte: MacKenzie *et al.* (2020).....20
- Figura 3. Estudos com Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) realizados com grupos animais, vegetais e habitats no ambiente marinho. Fonte dos dados: Robinson *et al.* (2018).....22
- Figura 4. Região Semiárida brasileira, com delimitação dos compartimentos costeiros.....25

Capítulo I

- Figure 1. Localization of the 6 municipalities occurring along Costa Branca region, in the Rio Grande do Norte State, Brazilian semiarid coast. The dark grey line locates the semiarid compartment of the Brazilian coast and Rio Grande do Norte state is highlighted in red.....44
- Figure 2. Sampling points visited in the mapping campaigns at Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semiarid coast.....45
- Figure 3. Field procedure applied in each meadow located along Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. Legend: A) Sampling design of the transections highlighting the sampling points of biological material (20 points, in green/orange) and abiotic (6 points, in orange); B) Procedures for the biological material collection, using a PVC corer with $d = 10$ cm; C and D) Washing process of biological samples in 0.05 mm mesh.....46
- Figure 4. Seagrass meadows at Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. Variations in the biomasses are represented by the color gradient of the polygons and their centroids shows the contribution of above- and belowground biomasses of the plants. Hw – *Halodule wrightii*; Hd – *Halophila decipiens*; g/m^2 - grams of dry weight per square meter. Note: Seagrasses were registered in the shallowest areas at Upanema beach, which considering the scale of the images can give the impression of misplaced polygon.....52
- Figure 5. Ordinary diagram resultant from the Redundance Analysis (RDA) which considered the environmental variables collected with the *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* samples, along the Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. Legend:

MD – mean grain diameter. Blue arrows: explanatory variables; black arrows: response variables.....54

Figure 6. Correlogram showing the paired relationship between the response variables (*Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* biomasses) and all significant explanatory variables (river mouth distance, exposure, and mean grain diameter) obtained at the Redundancy Analysis (RDA). Blue: positive correlations; red: negative correlations; * significant correlations. The correlations coefficients (r) are in the intersection squares and the color gradient represents the strength of this interaction. RM distance: river mouth distance; MD: mean grain diameter.....55

Capítulo II

Figura II-1. Área de estudo (“background”) para os Modelos de Distribuição de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* na costa do Atlântico Tropical Ocidental, com indicação da biorregião do Atlântico Tropical, de acordo com o modelo biorregional de Short *et al.* (2007).....72

Figura II-2. Registros de ocorrência das espécies de angiospermas marinhas obtidos através de revisão sistemática de literatura, no Oceano Atlântico Ocidental. Pontos vermelhos: *Halodule wrightii*. Pontos azuis: *Halophila decipiens*. Pontos roxos correspondem a sobreposição das duas espécies. Pontos com cores mais fortes indicam registros sobrepostos.....74

Figura II-3. Mapa da distribuição potencial total de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* obtidos através do modelo *MaxEnt*. Polígonos verdes indicam áreas adequadas para ocorrência das espécies, distribuídas em um gradiente de adequabilidade com cores mais fortes indicando maiores probabilidades de ocorrência.....78

Figura II-4. Mapas da distribuição potencial de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* obtidos através do modelo *MaxEnt*. Polígonos vermelhos indicam áreas adequadas para ocorrência das espécies, distribuídas em um gradiente de adequabilidade.....80

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Table 1. Sites in the estuaries, occurrences, coordinates, maximum distance from the river mouth, total area of seagrass meadows and species of seagrasses recorded along Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semiarid coast. Legend: Hw: *Halodule wrightii*; Hd: *Halophila decipiens*. *seagrass bed area was smaller than 0.0001 km².....50

Table 2. Results of the redundancy analysis (RDA) for the model which considered all environmental variables obtained in the seagrass meadows of Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. * indicates statistical significance.....54

Capítulo II

Tabela II-1. Critérios de validação do modelo de distribuição de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Atlântico Ocidental. AUC – Área Sob a Curva Operacional do Receptor, TSS – Habilidade Estatística Verdadeira, OR – Taxa de Omissão, Boyce – Índice de Boyce.....77

Tabela II-2. Limites latitudinais de distribuição de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Atlântico ocidental considerando os resultados encontrados no presente estudo e no estudo utilizado como referência para mapeamento in situ (UNEP-WCMC; SHORT, 2021).....79

Tabela II-3. Contribuição relativa de cada variável ambiental utilizada nos modelos *MaxEnt* para *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens*. Valores destacados em azul apresentaram um valor acumulativo de 75% de contribuição no modelo para cada espécie. TSS (mean) – Temperatura Superficial do Mar – média.....81

DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DE ANGIOSPERMAS MARINHAS NO OCEANO ATLÂNTICO OCIDENTAL. Tese de doutorado. Autora: Ravena Sthefany Alves Nogueira. Orientadora: Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira. Coorientadora: Kcrishna Vilanova de Souza Barros.

RESUMO

As pradarias marinhas são provedoras de valiosos serviços ecossistêmicos nas regiões costeiras, estando criticamente ameaçadas por impactos antropogênicos e mudanças climáticas. Apesar de sua reconhecida importância e ameaça iminente, informações acerca desses ecossistemas ainda são insuficientes para várias regiões do planeta, inviabilizando os esforços de proteção e conservação. Considerando esta problemática, esta tese se propôs a mapear a ocorrência e distribuição de angiospermas marinhas, buscando entender sua relação com os fatores ambientais em diferentes escalas geográficas. Esta abordagem é explorada em dois capítulos: o primeiro (**I**), traz o mapeamento de pradarias marinhas recém-descobertas na costa semiárida brasileira, com a interpretação de suas relações ambientais e interespecíficas, trazendo contribuições sobre os fatores que atuam sobre as variações da biomassa vegetal. O segundo (**II**), traz a indicação de áreas adequadas para ocorrência de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* – espécies registradas no capítulo I – na costa do Atlântico Tropical ocidental, através de modelos de distribuição, identificando quais variáveis influenciam a ocorrência dessas espécies. Os resultados do capítulo I indicaram que características geomorfológicas locais correspondem a fatores determinantes para as variações da biomassa vegetal de pradarias, assim como as interações interespecíficas entre as espécies de angiospermas marinhas coabitantes, em uma escala regional. No capítulo II, foi verificado que ainda há um grande potencial de expansão da distribuição de *H. wrightii* e *H. decipiens* na costa Atlântica Tropical, indicando também áreas em que suas ocorrências ainda são potencialmente desconhecidas. Apesar de algumas variáveis influenciarem fortemente a ocorrência de ambas as espécies, diferenças espécie-específicas – como a diferença em relação ao requerimento de luz – pode restringir ou ampliar sua ocorrência em função da profundidade, como nos casos de *H. wrightii* e *H. decipiens*, respectivamente. Numa interpretação coesiva, é possível concluir que a ocorrência e desenvolvimento de pradarias marinhas é resultado não só do conjunto de condições adequadas a seu estabelecimento, mas da interação com outras espécies e que esses fatores em escala regional, assim como características espécie-específicas são determinantes no processo de estruturação dos padrões de distribuição das pradarias marinhas.

Palavras-chave: Autoecologia de pradarias marinhas, *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, Mapeamento de pradarias marinhas, Modelos de Distribuição de Espécies

DISTRIBUTION OF SEAGRASS SPECIES IN THE WESTERN ATLANTIC OCEAN.

Doctoral thesis. Author: Ravena Sthefany Alves Nogueira. Advisor: Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira. Co-advisor: Kcrishna Vilanova de Souza Barros.

ABSTRACT

Seagrass meadows provide valuable ecosystem services in coastal regions, being critically threatened by anthropogenic impacts and climate change. Despite their recognized importance and imminent threat, information about these ecosystems is still insufficient for several regions of the planet, making protection and conservation efforts impractical. Considering this issue, this thesis proposed to map the occurrence and distribution of marine angiosperms, seeking to understand their relationship with environmental factors at different geographic scales. This approach is explored in two chapters: the first (I) about the mapping of newly discovered seagrass meadows on the Brazilian semiarid coast, with the interpretation of their environmental and interspecific relationships, bringing contributions on the factors that act on plant biomass variations. The second (II) provides the indication of suitable areas for the occurrence of *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* – species registered in Chapter I – on the western Tropical Atlantic coast, through distribution models, identifying which variables influence the occurrence of these species. The results of chapter I indicated that geomorphological characteristics correspond to determining factors for variations in biomass of seagrasses, as well as interspecific interactions between cohabiting marine angiosperm species, on a regional scale. In chapter II, was verified there is still a great potential for expansion of the distribution of *H. wrightii* and *H. decipiens* on the Tropical Atlantic coast, also indicating areas where their occurrences are still potentially unknown. Although some variables strongly influence the occurrence of both species, species-specific differences – such as the difference in light requirement – can restrict or expand their occurrence as a function of depth, as in the cases of *H. wrightii* and *H. decipiens*, respectively. In a cohesive interpretation, it is possible to conclude that the occurrence and development of seagrass beds is a result not only of the set of conditions suitable for their establishment, but of the interaction with other species and that these factors at a regional scale, as well as species-specific characteristics, are determinant in the process of structuring seagrasses distribution patterns.

Keywords: *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, Seagrass autoecology, Seagrass mapping, Species Distribution Models.

CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA

CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA

1 Introdução geral

1.1 As pradarias marinhas

As angiospermas marinhas são plantas que irradiaram para o ambiente aquático e se adaptaram para sobrevivência no ambiente marinho, desenvolvendo estratégias próprias para completar todo o seu ciclo de vida (HARTOG; KUO, 2006). Essas adaptações ao ambiente salino, refletem diretamente em suas características anatômicas e morfológicas, conferindo a este grupo um conjunto de caracteres específicos que as tornam bastante semelhantes às gramíneas (KUO; HARTOG, 2006; LOURENÇO; MARQUES-JÚNIOR, 2002). Entretanto, angiospermas marinhas formam um grupo ecológico, incluindo várias famílias de angiospermas, as quais não necessariamente têm uma relação taxonômica próxima (HARTOG; KUO, 2006). Atualmente, este grupo se distribui entre as famílias Zosteraceae, Posidoniaceae, Cymodoceaceae, Hydrocharitaceae, Ruppiaceae e Zanichellaceae, sendo apenas as três primeiras famílias constituídas exclusivamente por espécies marinhas (HARTOG; KUO, 2006). Ao todo, são conhecidas 72 espécies, pertencentes a 14 gêneros, considerando tanto as espécies exclusivamente marinhas quanto as estuarinas (eurihalinas) (SHORT *et al.*, 2016), correspondendo a uma baixa riqueza quando comparado à flora do ambiente terrestre.

Essas plantas possuem distribuição cosmopolita, sendo mais abundantes nas zonas tropicais e temperadas, ausentes apenas na região antártica (SHORT *et al.*, 2016) ([Figura 1](#)). A sua ocorrência é regida por uma série de condições ambientais específicas, entre as quais estão a disponibilidade de luz e de nutrientes, o tipo de substrato e a hidrodinâmica local (PATTARACH *et al.*, 2018; CHOICE *et al.*, 2014; ZABARTE-MAEZTU *et al.*, 2021). Áreas com maior hidrodinâmica, além de serem mais túrbidas, podem causar a erosão desses sistemas (BOER, 2007; KOCH *et al.*, 2006). Em contrapartida, regiões excessivamente abrigadas terão deficiência na troca de matéria orgânica e nutrientes, podendo ser igualmente prejudiciais (BOER, 2007; KOCH *et al.*, 2006; KOCH; VERDUIN; KATWIJK, 2001). Estes fatores limitam a ocorrência das angiospermas marinhas a áreas rasas, em ambientes com energia de baixa a moderada, em diferentes tipos de substrato (consolidados e inconsolidados) (HEMMINGA; DUARTE, 2000; KEMP *et al.*, 2004).



Figura 1. Distribuição global das angiospermas marinhas. Fonte: Short *et al.* (2016).

Quando estabelecidas, as angiospermas marinhas formam bancos ou pradões, com elevada produtividade primária, conferindo ao ambiente costeiro uma maior complexidade de habitats, os quais serão utilizados por uma alta diversidade de organismos (JINKS *et al.*, 2019; RODIL *et al.*, 2021; MCLEOD *et al.*, 2011; MIRASOLE *et al.*, 2021). Nesses ambientes, ocorrem numerosas interações ecológicas, possuindo um importante papel na cadeia trófica, além de exercer a função de berçários da vida marinha e pontos de ligação entre diferentes ecossistemas costeiros. Além dos valiosos serviços ecológicos, as pradarias agem como verdadeiros “engenheiros”, atuando em diversos processos físicos e químicos como estabilização de sedimentos e acreção de matéria orgânica, atenuação do impacto das ondas, diminuição da turbidez e oxigenação da água, remoção de poluentes e sequestro de carbono (BEDULLI *et al.*, 2020; FRASER *et al.*, 2015; LAMB *et al.*, 2017; LONG *et al.*, 2019; REIDENBACH; THOMAS, 2018; SERRANO *et al.*, 2021).

1.2 Impactos e ameaças

Por ocorrerem em regiões costeiras, as pradarias sofrem influência tanto das pressões oceânicas quanto continentais, estando vulneráveis a uma ampla gama de alterações, sejam naturais ou de origem antropogênica. Mudanças ambientais relacionadas ao aquecimento global têm causado alterações significativas na ocorrência e distribuição desses ecossistemas (SHORT *et al.*, 2007). Alterações no nível do mar, conseqüentes modificações das linhas de costa, aumento da temperatura e da incidência de raios ultravioletas, alterações nos níveis de

precipitação e aumento da frequência de tempestades estão entre os principais fatores que podem afetar esses ambientes (BARROS *et al.*, 2013; CONNOLLY *et al.*, 2009; COPERTINO *et al.*, 2016; SHORT *et al.*, 2006; WAYCOTT *et al.*, 2007; FERREIRA *et al.*, 2014; GORMAN *et al.*, 2016; SERRANO *et al.*, 2021; TAMONDONG *et al.*, 2021). Além dessas alterações em larga escala, fatores locais podem ter um grande impacto destrutivo sobre as pradarias marinhas, entre eles o desmatamento da vegetação costeira, incluindo a destruição direta de manguezais e marismas, o fluxo e ancoragem de embarcações, o avanço da urbanização em áreas litorâneas, o lançamento de efluentes agrícolas e de aquicultura, a instalação de marinas e portos (SERRANO *et al.*, 2016; SKINER *et al.*, 2013; RALPH *et al.*, 2007), além das próprias interações biológicas, como “*overgrazing*” e invasão de espécies (CARNELL *et al.*, 2020; CHRISTIANEN *et al.*, 2014; YUE *et al.*, 2021).

Nas últimas décadas, têm sido registradas alterações preocupantes na ocorrência e distribuição das pradarias a nível global, sendo estimada uma perda de área de aproximadamente 7% ao ano, o que classifica esses ecossistemas como um dos mais ameaçados do planeta (GREEN *et al.*, 2021; ORTH *et al.*, 2006; WAYCOTT *et al.*, 2009). Esse desequilíbrio acarreta impactos diretos sobre a distribuição e abundância das próprias espécies de angiospermas marinhas e das comunidades biológicas a elas associadas, que as utilizam como habitat para nidificação, alimentação ou conexão migratória; conseqüentemente impactando os ecossistemas marinhos adjacentes e afetando, inevitavelmente, além dos serviços ecológicos, os recursos pesqueiros e comunidades tradicionais que dependem destes recursos (BJORK *et al.* 2008; CULLEN-UNSWORTH *et al.*, 2014; MARTINS *et al.* 2012).

1.3 Mapeamento das pradarias marinhas

Dada sua reconhecida importância, os esforços para registro e mapeamento das pradarias marinhas têm aumentado, em diferentes escalas de estudo e com uso de diferentes técnicas (BARRELL *et al.*, 2015; COFFER *et al.*, 2020; GREENE *et al.*, 2018; GUMUSAY *et al.*, 2019; LEGRAND *et al.*, 2010; RAHNEMOONFAR; RAHMAN, 2016; WINTERS *et al.*, 2016). Green e Short, publicaram em 2003 um mapa com a distribuição global (*in situ*) das pradarias marinhas, o qual vem sendo utilizado como base para vários estudos subsequentes com diferentes objetivos (KERNINON *et al.*, 2021; NELLEMAN *et al.*, 2009; SHORT *et al.*, 2011; ROBERSON *et al.*, 2021; WABNITZ *et al.* 2008). Desde 2005, a UNEP-WCMC tem atualizado o mapa de Green e Short (2003), com novos dados de ocorrência (pontos e polígonos), coletados de diferentes fontes verificadas, o que aumentou massivamente a

cobertura conhecida de pradarias marinhas, principalmente no Mediterrâneo, mares europeus e Filipinas (TELESCA *et al.*, 2015). Esta iniciativa representa um salto expressivo e de suma importância para a conservação e manejo apropriado desses ambientes.

Entretanto, a maior parte dos registros de ocorrência para a costa atlântica ocidental - tanto no banco de dados global da UNEP-WCMC; Short (2021), quanto em outros estudos - ainda é constituída por pontos de ocorrência, o que impossibilita uma estimativa fidedigna da área total ocupada por pradarias marinhas em toda esta zona de distribuição. Este problema fica evidente no estudo realizado por MacKenzie *et al.* (2020), o qual estimou a cobertura global de áreas de pradarias marinhas, considerando apenas dados poligonais (excluindo registros pontuais) de diversas fontes. O mapa final produzido no estudo supracitado, além de subestimar a cobertura total, não apresenta nenhum registro de ocorrência de pradarias marinhas em toda a América do Sul (Figura 2). Além disto, embora UNEP-WCMC; Short (2021) esteja em sua sétima atualização, ainda existem lacunas de registros em áreas onde a ocorrência de pradarias marinhas já é documentada, a exemplo da costa do estado do PiauÍ (BARROS, 2017; CAVALCANTE *et al.* 2019), grande parte do estado do Ceará (BARROS *et al.*, 2013; BARROS *et al.*, 2017a,b) e o litoral setentrional do estado do Rio Grande do Norte (CRUZ-NETA; HENRY-SILVA, 2013; OLIVEIRA, 2019; SOARES *et al.*, 2018).

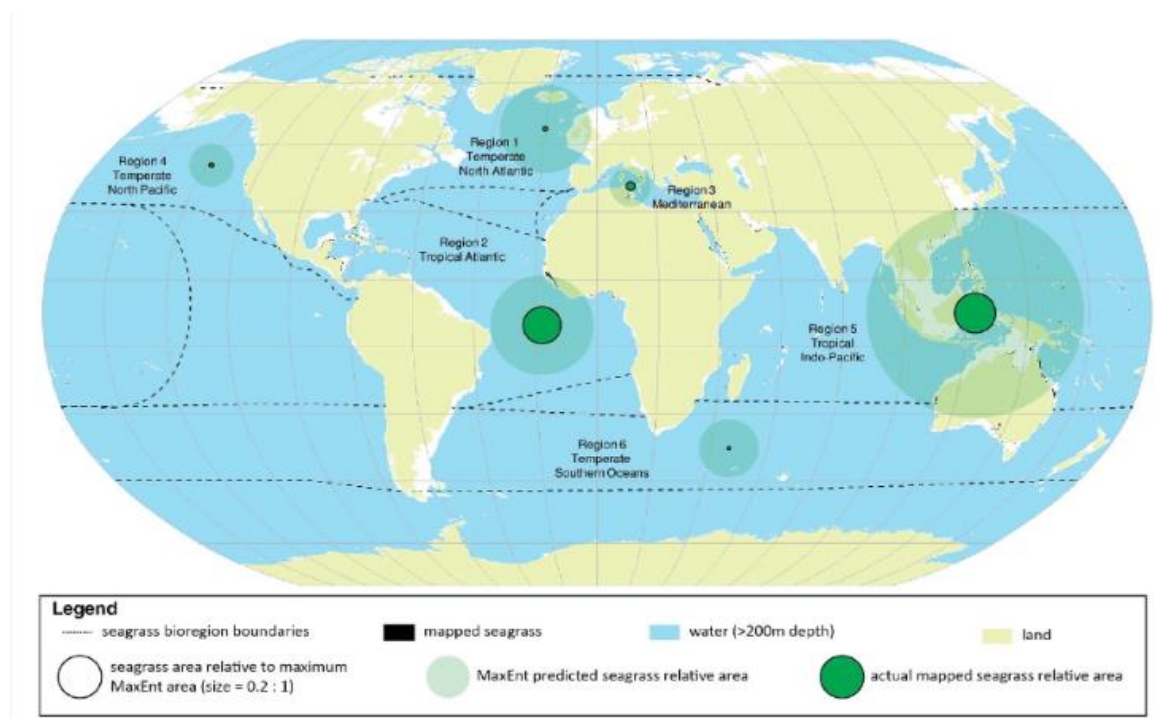


Figura 2. Distribuição das angiospermas marinhas considerando apenas os dados poligonais.

Fonte: MacKenzie *et al.* (2020).

1.4 Modelos de Distribuição de Espécies - MDEs

Este hiato nos mapas de distribuição chama atenção para a falta de unidade dos dados existentes, levantando o questionamento em relação à representatividade da informação sobre a ocorrência e distribuição das pradarias marinhas. Uma estratégia para lidar com as lacunas de informações sobre a distribuição das espécies está nas técnicas de Modelagem de Distribuição de Espécies (MDEs). Os MDEs usam análises correlativas entre os registros de ocorrência da espécie de interesse e variáveis ambientais, para prever locais onde as condições ambientais são adequadas para sua ocorrência e crescimento populacional (URBINA-CARDONA *et al.*, 2019). O produto, resumidamente, consiste em um mapa de distribuição com base na adequabilidade ambiental para ocorrência da espécie de interesse, além do grau de importância de cada variável utilizada no modelo. Desta forma, técnicas de MDEs têm sido utilizadas, não só para inferência da distribuição de espécies, como também para analisar a interação das espécies com fatores ambientais em diferentes escalas (MARTIN *et al.*, 2012; SAEEDI *et al.*, 2016; YESSON *et al.*, 2012).

Apesar do produto ser o mesmo, existem diferentes algoritmos (funções matemáticas utilizadas em diferentes *softwares*) que podem ser utilizados neste tipo de técnica, sua escolha dependendo de alguns fatores como a natureza dos dados de ocorrência utilizados (apenas presença ou presença e ausência), o tamanho do n amostral e o objetivo do estudo (predição da distribuição atual de uma espécie, predição de rota de espécies invasoras, estimar variações temporais na distribuição, estimativa do nicho ecológico de uma espécie, etc.).

O uso de dados modelados para realizar interpretações ecológicas sobre uma espécie, considerando a complexidade e multidimensionalidade do nicho, exige um alto rigor metodológico, desde a seleção dos dados de ocorrência (fonte, confiabilidade, precisão); uma boa análise exploratória (padronização e tratamento das camadas de dados ambientais, redução da colinearidade entre variáveis preditoras, eliminação de outliers); a escolha do(s) algoritmo(s); até a escolha dos métodos de calibração, avaliação e validação do modelo final (ANDRADE *et al.*, 2020; DE MARCO; NÓBREGA, 2018; LEROY *et al.*, 2018; ROBERTS *et al.*, 2017; ROBINSON *et al.*, 2018). Uma revisão sistemática realizada por Robinson *et al.* (2018) sobre modelos de distribuição de espécies marinhas, verificou que a maior parte dos estudos avaliados, ignoram etapas essenciais do processo de modelagem, o que pode comprometer criticamente a confiabilidade dos resultados encontrados. Então, neste mesmo estudo, os autores propuseram um protocolo para realização de predições via MDEs de maneira a produzir resultados confiáveis e comparáveis.

Em comparação a proporção de estudos com MDEs em ambientes marinhos, ainda são limitados os trabalhos com modelagem da distribuição de pradarias marinhas (Figura 3), sendo majoritariamente realizados em escalas regionais, com as espécies *Posidonia oceânica*, *Zostera marina*, *Zostera noltii*, *Cymodocea nodosa* (BENMOKHTAR *et al.*, 2021; BOSCUCCI *et al.*, 2015; VALLE *et al.*, 2014; ZUCCHETA *et al.*, 2016), *Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum*, *Thalassia hemprichii*, *Syrigondium filiforme*, *Halophila engelmannii*, *Ruppia maritima* (BITTNER *et al.*, 2020), *Halophila stipulacea*, *Halophila decipiens* (BECCARRETERA *et al.*, 2020) ou considerando o grupo como habitat – sem diferenciação de espécies (ADAMS *et al.*, 2016). Entretanto, em 2018, Jayathilake e Costello (2018) modelaram a distribuição global de 61 espécies de angiospermas marinhas, considerando 13 variáveis ambientais, no qual, de maneira geral, os modelos criados acabaram subestimando ou superestimando a área de ocorrência das espécies. Modelos em escala global podem ser uma ferramenta valiosa, entretanto acabam ignorando a influência de fatores regionais no estabelecimento e desenvolvimento de pradarias marinhas. Além disso, podem ser mais sensíveis à discrepância na quantidade de informações disponíveis para cada região, considerando que o número de registros de ocorrência nem sempre estará diretamente ligado a uma maior abundância, podendo ser influenciado por diversos fatores (acessibilidade a área, financiamento para pesquisa, programas de monitoramento, políticas públicas de manejo e proteção, etc.).

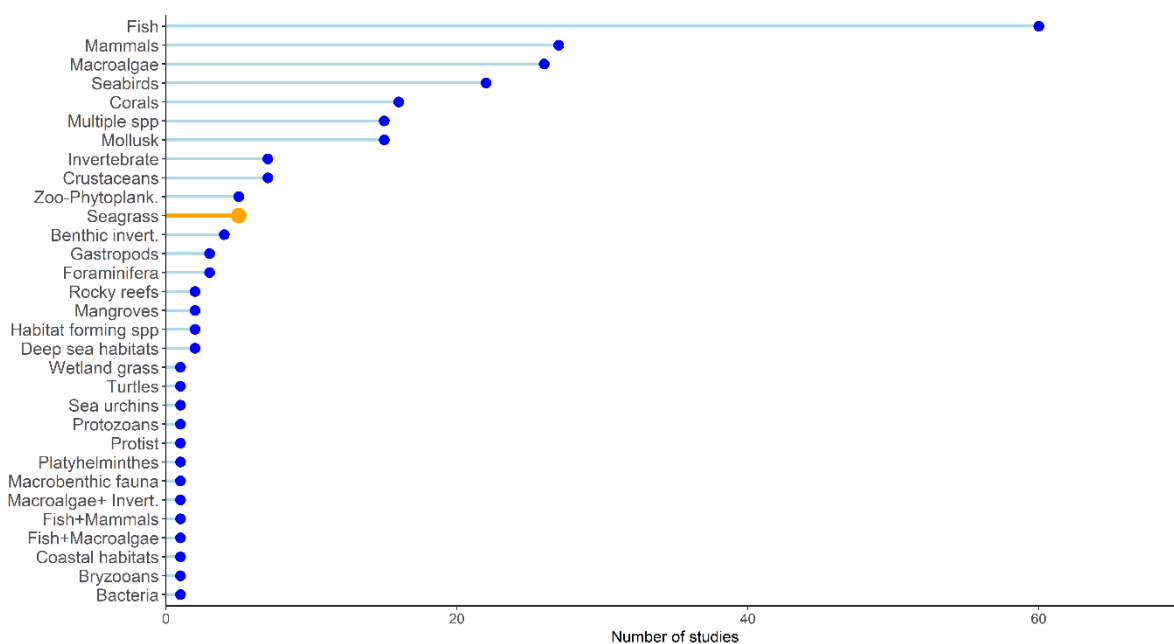


Figura 3. Estudos com Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) realizados com grupos animais, vegetais e habitats no ambiente marinho. Fonte dos dados: Robinson *et al.* (2018).

1.5 A relação com as variáveis ambientais no contexto do mapeamento

À medida que o estudo de pradarias marinhas começou a avançar, pesquisadores e gestores passaram a reconhecer que apenas o monitoramento da ocorrência não fornece toda a informação necessária para o manejo adequado, e que o aumento do entendimento sobre as relações entre a ocorrência de angiospermas e as condições do habitat é essencial (FOURQUREAN *et al.*, 2003). Diferenças regionais e espécie-específicas influenciam diretamente os esforços de conservação das pradarias marinhas (BITTNER *et al.*, 2020), os serviços ecossistêmicos providos por diferentes espécies de plantas (NORLUND *et al.*, 2016), os requerimentos de habitat de cada espécie (FOURQUREAN *et al.*, 2003), o potencial para interações entre os serviços ecossistêmicos providos (KOCH *et al.*, 2009), entre outros. Isso chama atenção para a importância das diferentes escalas de avaliação nos estudos, pois ao passo que é reconhecida a necessidade do mapeamento e monitoramento a nível global dos habitats de pradarias marinhas, a interação das espécies com fatores locais, se mostra essencial para o manejo e proteção adequados.

Dada sua reconhecida importância, vários estudos têm investigado essa interação das angiospermas marinhas com fatores ambientais, como hidrodinâmica, disponibilidade de luz e nutrientes, salinidade, temperatura, CO₂ e composição sedimentar (BORUM *et al.* 2016; CAMPBELL *et al.*, 2007; DEBROT *et al.*, 2019; KOCH *et al.*, 2001; LAI *et al.*, 2020; LAMIT & TANAKA, 2019; LEE *et al.*, 2007; STATTON *et al.*, 2018; THOMSON *et al.*, 2014). Na biorregião do Atlântico Tropical, alguns estudos têm investigado estes aspectos, predominantemente nas regiões da América do Norte e Central (BUCOLO *et al.*, 2008; DURAKO *et al.*, 2003; FONSECA *et al.*, 2008; KOCH *et al.*, 2007a, b; KOWALSKI *et al.*, 2009; MUTCHKER; HOFFMAN, 2017; JOHNSON *et al.*, 2006; KAHN; DURAKO, 2009; RIVERA-GUZMÁN *et al.*, 2014). No recorte da costa brasileira, estudos com este tipo de abordagem ainda são escassos (BARROS *et al.*, 2013).

No Brasil, atualmente é registrada a ocorrência de seis espécies de angiospermas marinhas: *Halophila baillonii* Ascherson, *Halodule beaudettei* Hartog, *Halophila decipiens* Ostenfeld, *Halodule wrightii* Ascherson, *Halodule emarginata* Hartog e *Ruppia maritima* Lipkin (COPERTINO *et al.*, 2016; MAGALHÃES; BARROS, 2017). Apesar da extensão continental do litoral brasileiro, o levantamento realizado por Copertino *et al.* (2016), identificou uma grande concentração de estudos nos estados de Pernambuco, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul. Esses autores ainda verificaram que a maioria dos trabalhos é descritiva,

focando nas angiospermas marinhas e na sua fauna associada, com poucos estudos analisando simultaneamente a interação das espécies com as variáveis ambientais. A grande variedade de fisionomias costeiras no litoral brasileiro, as quais são regidas por diferentes condições ambientais, em conjunto com informações de ocorrência e caracterização morfológica das pradarias marinhas, correspondem aos componentes ideais para criação de modelos preditores da ocorrência e distribuição desses ecossistemas, assim como o entendimento do seu funcionamento em uma abordagem mais ampla.

1.6 A Região Semiárida brasileira e a Costa Branca do Rio Grande do Norte

O litoral brasileiro é compartimentalizado com base em suas diferentes influências climáticas, oceanográficas e geomorfologia costeira, onde cada compartimento é regido por um conjunto único de condições ambientais (MUEHE, 2010). O Rio Grande do Norte, está situado no extremo Nordeste brasileiro, possuindo um litoral subdividido em função da direção preferencial da linha de costa, estando eles situados em dois compartimentos costeiros: o Litoral Oriental (direção Norte-Sul) na costa úmida e, o Litoral Setentrional (direção Leste-Oeste) pertencente a costa semiárida (VITAL *et al.*, 2016; MUEHE, 2010). Dentro dos limites do Litoral Setentrional do estado, a região caracterizada como Costa Branca, a qual abrange os municípios de Tibau a Galinhos, corresponde ao único trecho do litoral brasileiro, completamente contido dentro da Região Semiárida Brasileira ([Figura 4](#)). Isso confere a esta área um conjunto de características costeiras diferenciadas, visto que em decorrência dos baixos índices pluviométricos (os quais influenciam diretamente a vazão dos rios), as condições hidrodinâmicas e a morfologia da costa são dominadas principalmente pelos ventos e pela corrente de deriva litorânea (VITAL *et al.*, 2016).



Figura 4. Região Semiárida brasileira, com delimitação dos compartimentos costeiros.

A Costa Branca contém os estuários dos dois maiores sistemas fluviais do estado, além do maior sistema estuarino lagunar, o Apodi-Mossoró, o Piranhas-Assú e o complexo Guamaré-Galinhos, respectivamente (VITAL *et al.*, 2006; TABOSA, 2002). Apesar de estar situado entre pontos de ocorrência de pradarias marinhas, os quais estão entre os mais estudados do litoral brasileiro (ALVES; ARAÚJO, 2016; BARROS; ROCHA-BARREIRA, 2009, 2013; BARROS *et al.*, 2017a, b; CAVALCANTE *et al.*, 2014; COSTA *et al.*, 2020; LARANJEIRA *et al.*, 2019), essa porção da costa ainda constitui uma lacuna em relação ao conhecimento sobre a ocorrência, caracterização e funcionamento desses ecossistemas.

1.7 Justificativa e estrutura da tese

Considerando a necessidade de informações representativas sobre a ocorrência e distribuição das pradarias marinhas, integrada à importância crucial do entendimento de como os prados interagem com os fatores ambientais, esta tese irá explorar uma abordagem coesiva, considerando o mapeamento da ocorrência e a interação das espécies com o ambiente em que ocorre. Esta abordagem será trabalhada em duas escalas geográficas, exploradas em dois capítulos:

Capítulo I: Quais fatores determinam a ocorrência e abundância de angiospermas marinhas em uma região semiárida tropical? Este capítulo trará o mapeamento poligonal *in*

situ das pradarias marinhas na Costa Branca (Rio Grande do Norte, Brasil), assim como um modelo correlativo entre abundância das espécies encontradas e as condições ambientais da região, buscando entender a dinâmica dessas interações em uma escala regional.

Capítulo II: **Distribuição potencial de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Oceano Atlântico Ocidental.** Este capítulo trará o mapeamento da distribuição potencial de *H. wrightii* e *H. decipiens* (espécies registradas no capítulo I) através de Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs), considerando sua amplitude de distribuição na costa Atlântica tropical e subtropical ocidental, além da avaliação de quais variáveis influenciam a ocorrência dessas espécies, em uma escala biorregional.

2 Hipóteses

- A Costa Branca do Rio Grande do Norte, inserida no litoral Semiárido brasileiro, possui áreas adequadas para ocorrência de pradarias marinhas;
- As relações das angiospermas marinhas com as variáveis ambientais são espécie-específicas;
- Modelos de nicho são preditores eficientes da distribuição de espécies de pradarias marinhas;
- As variáveis ambientais de maior relevância para a ocorrência e distribuição das angiospermas marinhas variam de acordo com a escala geográfica considerada;
- Características ambientais locais são tão importantes quanto características biorregionais na definição dos padrões de distribuição das espécies de angiospermas marinhas.

3 Objetivos

3.1 Objetivo Geral

Mapear a ocorrência e distribuição de angiospermas marinhas, buscando entender sua relação com os fatores ambientais em diferentes escalas geográficas.

3.2 Objetivos específicos

- Localizar as pradarias marinhas de um trecho da costa Semiárida brasileira, caracterizando seus principais aspectos estruturais e interpretando sua relação com o

ambiente;

- Mapear a distribuição potencial de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Atlântico Tropical Ocidental, buscando identificar as variáveis que contribuem com suas ocorrências em uma escala biorregional.

Referências

- ADAMS, M. P.; SAUNDERS, M. I.; MAXWELL, P. S.; TUAZON, D.; ROELFSEMA, C. M.; CALLAGHAN, D. P.; LEON, J.; GRINHAM, A. R.; O'BRIEN, K. R. Prioritizing localized management actions for seagrass conservation and restoration using a species distribution model. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. 4, p. 639–659, 2016.
- ANDRADE, A. F. A.; VELAZCO, S. J. E.; DE MARCO JÚNIOR, P. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, p. 104615, 2020.
- BARRELL, J.; GRANT, J.; HANSON, A.; MAHONEY, M. Evaluating the complementarity of acoustic and satellite remote sensing for seagrass landscape mapping. **International Journal of Remote Sensing**, v. 36, n. 16, p. 4069–4094, 2015.
- BARROS, K. V. D. S.; ROCHA-BARREIRA, C. D. A. Caracterização da dinâmica espaço-temporal da macrofauna bentônica em um banco de *Halodule wrightii* Ascherson (Cymodoceaceae) por meio de estratificação. *Revista Nordestina de Zoologia*, 4(1), 73-81, 2009.
- 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. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 4, p. 1397–1410, 2013.
- BARROS, K. V. S.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; MAGALHAES, K. M. Ecology of Brazilian seagrasses: Is our current knowledge sufficient to make sound decisions about mitigating the effects of climate change? **Iheringia, Série Botânica**, v. 68, n. 1, p. 163-178, 2013.
- 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. Série Zoologia**, v. 107, n. 0, 2017.
- 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. Série Zoologia**, v. 107, n. 0, 2017.
- BECA-CARRETERO, P.; TEICHBERG, M.; WINTERS, G.; PROCACCINI, G.; REUTER, H. Projected Rapid Habitat Expansion of Tropical Seagrass Species in the Mediterranean Sea as Climate Change Progresses. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 555376, 2020.
- BEDULLI, C.; LAVERY, P. S.; HARVEY, M.; DUARTE, C. M.; SERRANO, O. Contribution of Seagrass Blue Carbon Toward Carbon Neutral Policies in a Touristic and Environmentally Friendly Island. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 1, 2020.
- BENMOKHTAR, S.; ROBIN, M.; MAANAN, M.; BAZAIRI, H. Mapping and Quantification of the Dwarf Eelgrass *Zostera noltei* Using a Random Forest Algorithm on a SPOT 7 Satellite Image. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 10, n. 5, p. 313, 2021.

BERNER, R. A.; KOTHAVALA, Z. GEOCARB III: A revised model of atmospheric CO₂ over Phanerozoic time. **American Journal of Science**, v. 301, n. 2, p. 182–204, 2001.

BITTNER, R. E.; ROESLER, E. L.; BARNES, M. A. Using species distribution models to guide seagrass management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 240, p. 106790, 2020.

BJÖRK, M.; SHORT, F.; MCLEOD, E.; BEER, S. **Managing seagrasses for resilience to climate change**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008.

BORUM, J.; PEDERSEN, O.; KOTULA, L.; FRASER, M. W.; STATTON, J.; COLMER, T. D.; KENDRICK, G. A. Photosynthetic response to globally increasing CO₂ of co-occurring temperate seagrass species: Seagrass response to globally increasing CO₂. **Plant, Cell & Environment**, v. 39, n. 6, p. 1240–1250, 2016.

BOSCUCCI, F.; MARCORIN, I.; SIGURA, M.; BRESSAN, E.; TAMBERLICH, F.; VIANELLO, A.; CASOLO, V. Distribution modeling of seagrasses in brackish waters of Grado-Marano lagoon (Northern Adriatic Sea). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 164, p. 183–193, 2015.

BUCOLO, P.; SULLIVAN, M. J.; ZIMBA, P. V. Effects of nutrient enrichment on primary production and biomass of sediment microalgae in a subtropical seagrass bed. **Journal of Phycology**, v. 44, n. 4, p. 874–881, 2008.

CAMPBELL, S. J.; MCKENZIE, L. J.; KERVILLE, S. P.; BITÉ, J. S. Patterns in tropical seagrass photosynthesis in relation to light, depth and habitat. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 73, n. 3–4, p. 551–562, 2007.

CARNELL, P. E.; IERODIACONOU, D.; ATWOOD, T. B.; MACREADIE, P. Overgrazing of Seagrass by Sea Urchins Diminishes Blue Carbon Stocks. **Ecosystems**, v. 23, n. 7, p. 1437–1448, 2020.

CAVALCANTE, L. L.; BARROSO, C. X.; CARNEIRO, P. B. M.; MATTHEWS-CASCON, H. Spatiotemporal dynamics of the molluscan community associated with seagrass on the western equatorial Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 99, n. 06, p. 1285–1294, 2019.

CHOICE, Z. D.; FRAZER, T. K.; JACOBY, C. A. Light requirements of seagrasses determined from historical records of light attenuation along the Gulf coast of peninsular Florida. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 1, p. 94–102, 2014.

CHRISTIANEN, M. J. A.; HERMAN, P. M. J.; BOUMA, T. J.; LAMERS, L. P. M.; VAN KATWIJK, M. M.; VAN DER HEIDE, T.; MUMBY, P. J.; SILLIMAN, B. R.; ENGELHARD, S. L.; VAN DE KERK, M.; KISWARA, W.; VAN DE KOPPEL, J. Habitat collapse due to overgrazing threatens turtle conservation in marine protected areas. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1777, p. 20132890, 2014.

COFFER, M. M.; SCHAEFFER, B. A.; ZIMMERMAN, R. C.; HILL, V.; LI, J.; ISLAM, K. A.; WHITMAN, P. J. Performance across WorldView-2 and RapidEye for reproducible seagrass mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 250, p. 112036, 2020.

COLLIER, C.J.; WAYCOTT, M.; MCKENZIE, L.J., Light thresholds derived from seagrass loss in the coastal zone of the northern Great Barrier Reef, Australia, **Ecological Indicators**, v. 23, p. 211–219, 2012.

- COPERTINO, M. S.; CREED, J. C.; LANARI, M. O.; MAGALHÃES, K.; BARROS, K. V. S.; 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. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. spe2, p. 53–80, 2016.
- COSTA, A. C. P.; GARCIA, T. M.; PAIVA, B. P.; XIMENEZ NETO, A. R.; SOARES, M.O. Seagrass and rhodolith beds are important seascapes for the development of fish eggs and larvae in tropical coastal areas. **Marine Environmental Research**, v. 161, p. 105064, 2020.
- CRUZ-NETA, C. P.; HENRY-SILVA, G. G. ASPECTOS DA DINÂMICA POPULACIONAL DO GASTRÓPODE *Neritina virginea* EM REGIÃO ESTUARINA DO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 39, n. 1, p. 1–14, 2013.
- CULLEN-UNSWORTH, L. C.; NORDLUND, L. M.; PADDOCK, J.; MCKENZIE, L.; UNSWORTH, R. K. F. Seagrass meadows globally as a coupled social–ecological system: Implications for human wellbeing. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 2, p. 387–397, 2014.
- DE MARCO, P.; NÓBREGA, C. C. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. **PLOS ONE**, v. 13, n. 9, p. e0202403, 2018.
- DEBROT, A.O.; HYLKEMA, A.; VOGELAAR, W.; REINE, P.; ENGEL, M. S.; HATEREN, J. A.; MEESTERS, E. H. Patterns of distribution and drivers of change in shallow seagrass and algal assemblages of a non-estuarine Southern Caribbean mangrove lagoon. **Aquatic Botany**, v. 159, p. 103148, 2019.
- DURAKO, M. J.; KUNZELMAN, J. I.; KENWORTHY, W. J.; HAMMERSTROM, K. K. Depth-related variability in the photobiology of two populations of *Halophila johnsonii* and *Halophila decipiens*. **Marine Biology**, v. 142, n. 6, p. 1219–1228, 2003.
- FONSECA, M. S.; KENWORTHY, W. J.; GRIFFITH, E.; HALL, M. O.; FINKBEINER, M.; BELL, S. B. Factors influencing landscape pattern of the seagrass *Halophila decipiens* in an oceanic setting. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, n. 1, p. 163–174, 2008.
- FOURQUREAN, J. W.; BOYER, J. N.; DURAKO, M. J.; HEFTY, L. N.; PETERSON, B. J. Forecasting responses of seagrass distributions to changing water quality using monitoring data. **Ecological Applications**, v. 13, n. 2, p. 474–489, 2003.
- FRASER, M. W.; STATTON, J.; HOVEY, R. K.; HOVEY, R. K.; LAVEROCK, B.; KENDRICK, G. A. Seagrass derived organic matter influences biogeochemistry, microbial communities, and seedling biomass partitioning in seagrass sediments. **Plant and Soil**, v. 400, n. 1–2, p. 133–146, 2016.
- GREEN, E. P.; SHORT, F. T. (Orgs.). **World atlas of seagrasses**. Berkeley: University of California Press, 2003.
- GREENE, A.; RAHMAN, A. F.; KLINE, R.; RAHMAN, M. S. Side scan sonar: A cost-efficient alternative method for measuring seagrass cover in shallow environments. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 207, p. 250–258, 2018.

- GUMUSAY, M. U.; BAKIRMAN, T.; KIZILKAYA, I. T.; AYKUT, N. O. A review of seagrass detection, mapping and monitoring applications using acoustic systems. **European Journal of Remote Sensing**, v. 52, n. 1, p. 1–29, 2019.
- HARTOG, C. The Sea-grasses of the world. North-Holland Publishing Company, v. 59, n. 1, p. 33, 1970.
- HARTOG, C.; KUO, J., Taxonomy and Biogeography of Seagrasses, *in: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, Dordrecht: Springer Netherlands, 2006, p. 1–23.
- HEMMINGA, M. A.; DUARTE, C. M. **Seagrass Ecology**. 1. ed. [s.l.]: Cambridge University Press, 2000. Disponível em: <<https://www.cambridge.org/core/product/identifier/9780511525551/type/book>>. Acesso em: 19 out. 2021.
- JAYATHILAKE, D. R.M.; COSTELLO, M. J. A modelled global distribution of the seagrass biome. **Biological Conservation**, v. 226, p. 120–126, 2018.
- JINKS, K. I.; BROWN, C. J.; RASHEED, M. A.; SCOTT, A. L.; SHEAVES, S. M.; YORK, P. H.; CONNOLLY, R. M. Habitat complexity influences the structure of food webs in Great Barrier Reef seagrass meadows. **Ecosphere**, v. 10, n. 11, 2019.
- JOHNSON, M. W.; HECK, K. L.; FOURQUREAN, J. W. Nutrient content of seagrasses and epiphytes in the northern Gulf of Mexico: Evidence of phosphorus and nitrogen limitation. **Aquatic Botany**, v. 85, n. 2, p. 103–111, 2006.
- KAHN, A. E.; DURAKO, M. J. Photosynthetic tolerances to desiccation of the co-occurring seagrasses *Halophila johnsonii* and *Halophila decipiens*. **Aquatic Botany**, v. 90, n. 2, p. 195–198, 2009.
- KEMP, M. W.; BATLESON, R.; BERGSTROM, P. Habitat requirements for submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: Water quality, light regime, and physical-chemical factors. **Estuaries**, v. 27, n. 3, p. 363–377, 2004.
- KERNINON, F.; PAYRI, C. E.; LE LOC'H, F.; ALCOVERRO, T.; MARÉCHAL, J. P.; CHALIFOUR, J.; GRÉAUX, S.; MÈGE, S.; ATHANASE, J.; CORDONNIER, S.; ROUGET, M. L.; LORRE, E.; UBOLDI, T.; MONNIER, O.; HELLIO, C. Selection of parameters for seagrass management: Towards the development of integrated indicators for French Antilles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112646, 2021.
- KOCH, E. W., SANFORD, L. P., CHEN, S. N., SHAFER, D. J., & SMITH, J. M. Waves in Seagrass Systems: Review and Technical Recommendations Engineer Research and Development Center. 2006. US Army Corps of Engineers. November 2006. DOI ERDC TR-06-15.
- KOCH, E. W.; VERDUIN, J. J. Measurements of physical parameters in seagrass habitats. *In: Global Seagrass Research Methods*. [s.l.]: Elsevier, 2001, p. 325–344. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444508911500189>>. Acesso em: 19 out. 2021.
- Koch, E. W.; Verduin, J. J.; Katwijk, M. M. Van. Measurements of physical parameters in seagrass habitats. *Global Seagrass Research Methods*. [s.l.: s.n.], 2001.

- KOCH, M. S.; KLETOU, D. C.; TURSI, R. Alkaline phosphatase activity of water column fractions and seagrass in a tropical carbonate estuary, Florida Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 83, n. 4, p. 403–413, 2009.
- KOCH, M.S.; SCHOPMEYER, S.; KYHN-HANSEN, C.; MADDEN, C. J. Synergistic effects of high temperature and sulfide on tropical seagrass. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 341, n. 1, p. 91–101, 2007.
- KOCH, M.S.; SCHOPMEYER, S.A.; KYHN-HANSEN, C.; MADDEN, C. J.; PETERS, J. S. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. **Aquatic Botany**, v. 86, n. 1, p. 14–24, 2007.
- KOWALSKI, J. L.; DEYOE, H. R.; ALLISON, T. C. Seasonal Production and Biomass of the Seagrass, *Halodule wrightii* Aschers. (Shoal Grass), in a Subtropical Texas Lagoon. **Estuaries and Coasts**, v. 32, n. 3, p. 467–482, 2009.
- LAI, S.; CHEOK, Z. Y.; BOUMA, T. J.; YAAKUB, S. M.; TODD, P. A. The relative importance of light and hydrodynamics in the decay and transport of vegetative seagrass fragments. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 232, p. 106430, 2020.
- LAMB, J. B.; VAN DE WATER, J. A. J. M.; BOURNE, D. G.; ALTIER, C.; HEIN, M. Y.; FIORENZA, E.A.; ABU, N.; JOMPA, J.; HARVELL, C. D. Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. **Science**, v. 355, n. 6326, p. 731–733, 2017.
- LAMIT, N.; TANAKA, Y. Species-specific distribution of intertidal seagrasses along environmental gradients in a tropical estuary (Brunei Bay, Borneo). **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, p. 100671, 2019.
- LEE, K. S.; PARK, S. R.; KIM, Y. K. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1–2, p. 144–175, 2007.
- LEGRAND, H.; LENFANT, P.; SOTHERAN, I.S.; FOSTER-SMITH, R. L.; GALZIN, R.; MARÉCHAL, J. P. Mapping marine benthic habitats in Martinique (French West Indies). **Caribbean Journal of Science**, v. 46, n. 2–3, p. 267–282, 2010.
- LEROY, B.; DELSOL, R.; HUGUENY, B.; MEYNARD, C. N.; BARHOUMI, C.; BARBET-MASSIN, M.; BELLARD, C. Without quality presence-absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 9, p. 1994–2002, 2018.
- LONG, M. H.; SUTHERLAND, K.; WANKEL, S. D.; BURDIGE, D. J.; ZIMMERMAN, R. C. Ebullition of oxygen from seagrasses under supersaturated conditions. **Limnology and Oceanography**, v. 65, n. 2, p. 314–324, 2020.
- LONGSTAFF, B. J.; DENNISON, W. C. Seagrass survival during pulsed turbidity events: the effects of light deprivation on the seagrasses *Halodule pinifolia* and *Halophila ovalis*. v. 65, p. 105–121, 1999.

- LOURENÇO, S. O.; MARQUES-JÚNIOR, A. N. (2002). Produção Primária Marinha. p. 196-227. In: PEREIRA & SOARES-GOMES. *Biologia Marinha*. 382pp. 1ª Edição. Editora Interciência.
- MAGALHÃES, K. M.; BARROS, K. V. S. *Halodule* genus in Brazil: A new growth form. **Aquatic Botany**, v. 140, p. 38–43, 2017.
- MARTIN, C.S.; VAZ, S.; ELLIS, J.R.; LAURIA, V.; CARPENTIER, A. Modelled distributions of ten demersal elasmobranchs of the eastern English Channel in relation to the environment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 418–419, p. 91–103, 2012.
- MARTINS, C. D. L.; ARANTES, N.; FAVERI, C.; BATISTA, M. B.; OLIVEIRA, E. C.; PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A. L.; NUNES, J. M. C.; CHOW, F.; PEREIRA, S. B.; HORTA, P. A. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 4, p. 772–778, 2012.
- MCKENZIE, L. J; NORDLUND, L. M; JONES, B. L.; CULLEN-UNSWORTH, L. C.; ROELFSEMA, C.; UNSWORTH, R. K. F. The global distribution of seagrass meadows. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 7, p. 074041, 2020.
- MCLEOD, E.; CHMURA, G. L; BOUILLON, S. SALM, R.; BJORK, M.; DUARTE, C.M.; LOVELOCK, C.E.; SCHLESINGER, W.H.; SILLIMAN, B.R. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 10, p. 552–560, 2011.
- MIRASOLE, A.; BADALAMENTI, F.; DI FRANCO, A.; GAMBI, M.C.; TEIXIDÓ, N. Boosted fish abundance associated with *Posidonia oceanica* meadows in temperate shallow CO₂ vents. **Science of The Total Environment**, v. 771, p. 145438, 2021.
- MUEHE, D. Brazilian coastal vulnerability to climate change. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 2, p. 173-183, 2010.
- MUTCHLER, T.; HOFFMAN, D. K. Response of seagrass (*Thalassia testudinum*) metrics to short-term nutrient enrichment and grazing manipulations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 486, p. 105–113, 2017.
- NELLEMANN, C., CORCORAN, E., DUARTE, C. M., VALDÉS, L., DE YOUNG, C., FONSECA, L., GRIMSDITCH, G. (Eds). **Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment**. Arendal, [Norway]: GRID-Arendal, 2009.
- NORDLUND, L. M.; KOCH, E. W.; BARBIER, E. B.; CREED, J. C. Seagrass Ecosystem Services and Their Variability across Genera and Geographical Regions. **PLOS ONE**, v. 11, n. 10, p. e0163091, 2016.
- OLIVEIRA, Í. A. **Ecologia populacional e dinâmica pesqueira de *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767) (BIVALVIA: VENERIDAE) em um estuário hipersalino do semiárido brasileiro**. 2019. 1–125 f. 2019.
- ORTH, R. J.; CARRUTHERS, T. J. B.; DENNISON, W. C.; DUARTE, C. M.; FOURQUREAN, J. W.; HECK, K. L.; HUGHES, A. R.; KENDRICK, G. A.; KENWORTHY, W. J.; OLYARNIK, S.; SHORT, F. T.; WAYCOTT, M.; WILIAMS, S. L. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. **BioScience**, v. 56, n. 12, p. 987, 2006.

PATTARACH, K., TITIOATCHASAI, J., DARAKRAI, A., & MAYAKUN, J. Effects of wave exposure and shore level on seagrass abundance and distribution in the intertidal community. **Songklanakarin Journal of Science & Technology**, v. 40, n. 6, 2018.

RAHNEMOONFAR, M.; RAHMAN, A. Automatic seagrass pattern identification on sonar images. In: SADJADI, F. A.; MAHALANOBIS, A. (Orgs.). Baltimore, Maryland, United States: [s.n.], 2016, p. 98440C. Disponível em: <<http://proceedings.spiedigitallibrary.org/proceeding.aspx?doi=10.1117/12.2224191>>. Acesso em: 20 out. 2021.

RALPH P.J., TOMASKO D., MOORE K., SEDDON S., MACINNIS-NG C.M. Human Impacts on Seagrasses: Eutrophication, Sedimentation, and Contamination. In: **Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2006, p. 567–593. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-1-4020-2983-7_24>. Acesso em: 19 out. 2021.

REIDENBACH, M. A.; THOMAS, E. L. Influence of the Seagrass, *Zostera marina*, on Wave Attenuation and Bed Shear Stress Within a Shallow Coastal Bay. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 397, 2018.

RIVERA-GUZMÁN, N. E.; MORENO-CASASOLA, P.; IBARRA-OBANDO, S. E.; SOSA, V. J.; HERRERA-SILVEIRA, J. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. **Ocean & Coastal Management**, v. 87, p. 30–39, 2014.

ROBERSON, L. A.; BEYER, H. L.; O'HARA, C.; WATSON, J. E. M.; DUNN, D. C.; HALPERN, B.; KLEIN, C. J.; FRAZIER, M. R.; KUEMPEL, C.; WILLIAMS, B.; GRANTHAM, H.; MONTGOMERY, J. C.; KARK, S.; RUNTING, R. K. Multinational coordination required for conservation of over 90% of marine species. **Global Change Biology**, p. gcb.15844, 2021.

ROBERTS, D. R.; BAHN, V.; CIUTI, S.; BOYCE, M. S.; ELITH, J.; GUILLERA-ARROITA, G.; HAUNSTEIN, S.; LAHOZ-MONFORT, J. J.; SCHROEDER, B.; THUILLER, W.; WARTON, D. I.; WINTLE, B. A.; HARTIG, F.; DORMANN, C. F. Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. **Ecography**, v. 40, n. 8, p. 913–929, 2017.

ROBINSON, O. J.; RUIZ-GUTIERREZ, V.; FINK, D. Correcting for bias in distribution modelling for rare species using citizen science data. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 4, p. 460–472, 2018.

RODIL, I. F.; LOHRER, A. M.; ATTARD, K. M.; HEWITT, J.E.; THRUSH, S.F.; NORKKO, A. Macrofauna communities across a seascape of seagrass meadows: environmental drivers, biodiversity patterns and conservation implications. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 11, p. 3023–3043, 2021.

SAEEDI, H.; BASHER, Z.; COSTELLO, M. J. Modelling present and future global distributions of razor clams (*Bivalvia: Solenidae*). **Helgoland Marine Research**, v. 70, n. 1, p. 23, 2017.

SERRANO, O., RUHON, R., LAVERY, P. S., KENDRICK, G. A., HICKEY, S., MASQUÉ, ARIAS-ORTIS, A., STEVEN, A. & DUARTE, C. M. Impact of mooring activities on carbon stocks in seagrass meadows. **Scientific reports**, 6(1), 1-10, 2016.

SERRANO, O.; ARIAS-ORTIZ, A.; DUARTE, C. M.; KENDRICK, G.A.; LAVERY, P.S. Impact of Marine Heatwaves on Seagrass Ecosystems. In: CANADELL, J. G.; JACKSON, R. B. (Orgs.). **Ecosystem Collapse and Climate Change**. Cham: Springer International Publishing, 2021, v. 241, p. 345–364. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/978-3-030-71330-0_13>. Acesso em: 19 out. 2021.

SERRANO, O.; GÓMEZ-LÓPEZ, D. I.; SÁNCHEZ-VALENCIA, L.; ACOSTA-CHAPARRO, A.; NAVAS-CAMACHO, R.; GONZÁLEZ-CORREDOR, J.; SALINAS, C.; MASQUE, P.; BERNAL, C. A.; MARBÀ, N. Seagrass blue carbon stocks and sequestration rates in the Colombian Caribbean. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 11067, 2021.

SHORT, F. T.; SHORT, C. A.; NOVAK, A. B., Seagrasses, *in*: FINLAYSON, C. Max *et al* (Orgs.), **The Wetland Book**, Dordrecht: Springer Netherlands, 2016, p. 1–19.

SHORT, F.; CARRUTHERS, T.; DENNISON, W.; *et al*. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1–2, p. 3–20, 2007.

SHORT, F.; CARRUTHERS, T.; DENNISON, W.; WAYCOTT, M. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1–2, p. 3–20, 2007.

SKINNER, M. A; COURTENAY, S. C; MCKINDSEY, C. W. Reductions in distribution, photosynthesis, and productivity of eelgrass *Zostera marina* associated with oyster *Crassostrea virginica* aquaculture. **Marine Ecology Progress Series**, v. 486, p. 105–119, 2013.

SOARES, R. H. R. M.; ASSUNÇÃO, C. A.; FERNANDES, F. O.; MARINHO-SORIANO, E. Identification and analysis of ecosystem services associated with biodiversity of saltworks. **Ocean & Coastal Management**, v. 163, p. 278–284, 2018.

STATTON, J.; MCMAHON, K.; LAVERY, P.; KENDRICK, G. A. Determining light stress responses for a tropical multi-species seagrass assemblage. **Marine Pollution Bulletin**, v. 128, p. 508–518, 2018.

TABOSA, W. F. Monitoramento costeiro **das praias de São Bento do Norte e Caiçara do Norte RN: implicações para o polo petrolífero de Guamaré**. 2002. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

TAMONDONG, A.; NAKAMURA, T.; QUIROS, T. E. A.; NADAOKA, K. Time Series Analysis for Monitoring Seagrass Habitat and Environment in Busuanga, Philippines using Google Earth Engine. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. XLIII-B3-2021, p. 109–116, 2021.

TELESCA, L.; BELLUSCIO, A.; CRISCOLI, A.; ARDIZZONE, G.; APOSTOLAKI, E. T.; FRASCHETTI, S.; GRISTINA, M.; KNITTWEIS, L.; MARTIN, C. S.; PERGENT, G.; ALAGNA, A.; BADALAMENTI, F.; GAROFALO, G.; GERAKARIS, V.; PACE, M. L.;

PERGENT-MARTINI, C.; SALOMIDI, M. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 12505, 2015.

THOMSON, J. A.; BURKHOLDER, D. A.; HEITHAUS, M. R.; FOURQUREAN, J. W.; FRASER, M. W.; STATTON, J.; KENDRICK, G. A. Extreme temperatures, foundation species, and abrupt ecosystem change: an example from an iconic seagrass ecosystem. **Global Change Biology**, v. 21, n. 4, p. 1463–1474, 2015.

UNEP-WCMC, SHORT F.T. (2021). Global distribution of seagrasses (version 7.1). Seventh update to the data layer used in Green and Short (2003). Cambridge (UK): UN Environment World Conservation Monitoring.

URBINA-CARDONA, N.; BLAIR, M. E.; LONDOÑO, M. C.; LOYOLA, R.; VELÁSQUEZ-TIBATÁ, J.; MORALES-DEVIA, H. Species Distribution Modeling in Latin America: A 25-Year Retrospective Review. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 194008291985405, 2019.

VALLE, M.; CHUST, G.; DEL CAMPO, A.; WISZ, M. S.; OLSEN, S. M.; GARMENDIA, J. M.; BORJA, Á. Projecting future distribution of the seagrass *Zostera noltii* under global warming and sea level rise. **Biological Conservation**, v. 170, p. 74–85, 2014.

VITAL, H.; DA SILVEIRA, I. M.; TABOSA, W. F.; LIMA, Z. M. C.; LIMA-FILHO, F. P.; SOUZA, F. E. S.; CHAVES, M. S.; PIMENTA, F. M.; GOMES, M. P. Beaches of Rio Grande do Norte. In: SHORT, Andrew D.; KLEIN, Antonio Henrique da F. (Orgs.). **Brazilian Beach Systems**. Cham: Springer International Publishing, 2016, v. 17, p. 201–229. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-30394-9_8>. Acesso em: 21 out. 2021.

WABNITZ, C. C.; ANDRÉFOUËT, S.; TORRES-PULLIZA, D.; MULLER-KARGER, F. E.; KRAMER, P. A. Regional-scale seagrass habitat mapping in the Wider Caribbean region using Landsat sensors: Applications to conservation and ecology. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 8, p. 3455–3467, 2008.

WAYCOTT, M.; DUARTE, C. M.; CARRUTHERS, T. J. B.; ORTH, R. J.; DENNISON, W. C.; OLYARNIK, S.; CALLADINE, A.; FOURQUREAN, J. W.; HECK JR., K. L.; HUGHES, A. R.; KENDRICK, G. A.; KENWORTHY, W. J.; SHORT, F. T.; WILLIAMS, S. L. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 30, p. 12377–12381, 2009.

WINTERS, G.; EDELIST, D.; SHEM-TOV, R.; BEER, S.; RILOV, G. A low cost field-survey method for mapping seagrasses and their potential threats: an example from the northern Gulf of Aqaba, Red Sea: Mapping seagrasses and their potential threats in the Gulf of Aqaba. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 27, n. 2, p. 324–339, 2017.

YESSON, C.; TAYLOR, M. L.; TITTENSOR, D. P.; DAVIES, A. J.; GUINOTTE, J.; BACO, A.; BLACK, J.; HALL-SPENCER, J. M.; ROGERS, A. D. Global habitat suitability of cold-water octocorals: Global distribution of deep-sea octocorals. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 7, p. 1278–1292, 2012.

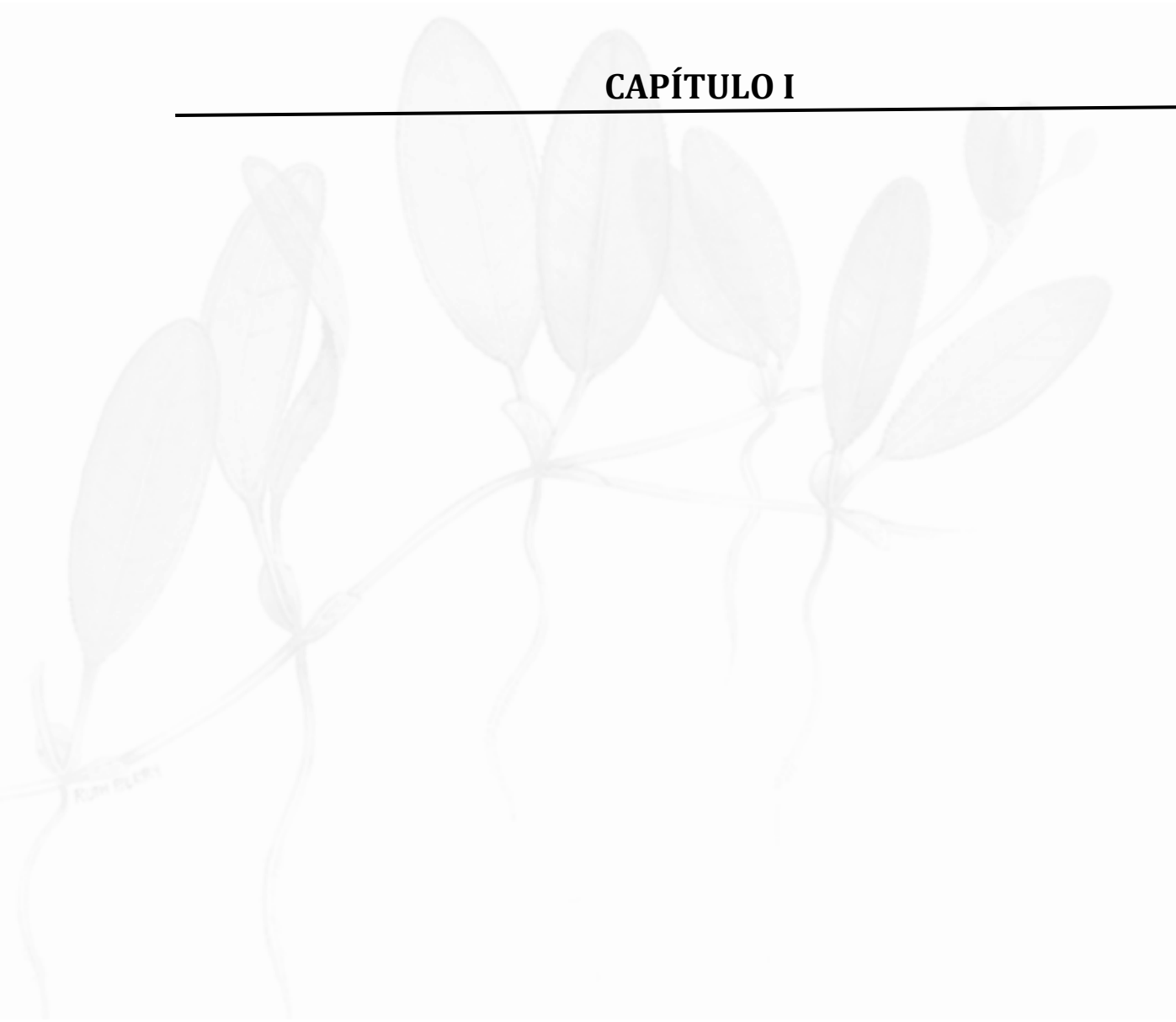
YUE, S.; ZHOU, Y.; XU, S.; ZHANG, X.; LIU, M.; QIAO, Y.; GU, R.; XU, S.; ZHANG, Y. Can the Non-native Salt Marsh Halophyte *Spartina alterniflora* Threaten Native Seagrass

(Zostera japonica) Habitats? A Case Study in the Yellow River Delta, China. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, p. 643425, 2021.

ZABARTE-MAEZTU, I.; MATHESON, F. E.; MANLEY-HARRIS, M.; *et al.* Interaction of substrate muddiness and low irradiance on seagrass: A mesocosm study of *Zostera muelleri*. **Aquatic Botany**, v. 175, p. 103435, 2021.

ZUCCHETTA, M.; VENIER, C.; TAJI, M.A.; PASTRES, R. Modelling the spatial distribution of the seagrass *Posidonia oceanica* along the North African coast: Implications for the assessment of Good Environmental Status. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 1011–1023, 2016.

CAPÍTULO I



CAPÍTULO I: Quais fatores determinam a ocorrência e abundância de angiospermas marinhas em uma região semiárida tropical?

Este capítulo corresponde a uma versão revisada para submissão a Estuarine, Coastal and Shelf Science, sendo apresentado de acordo as exigências de formatação da revista.

Which factors determine the occurrence and abundance of marine angiosperms in a tropical semiarid region?

Ravena Sthefany Alves Nogueira ^{a,*}, Alisson Sousa Matos ^b, Kcrishna Vilanova de Souza Barros ^a, Cristina de Almeida Rocha-Barreira ^a

^a Laboratório de Zoobentos, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Meireles, Fortaleza, CE, CEP 60165-081, Brazil.

^b Laboratório de Invertebrados Marinhos do Ceará, Departamento de Biologia, Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Campus do Pici, Bloco 909, Pici, Fortaleza - 60455760, Brazil.

* Corresponding author.

E-mail address: alves.rsn@gmail.com (R. S. A. Nogueira).

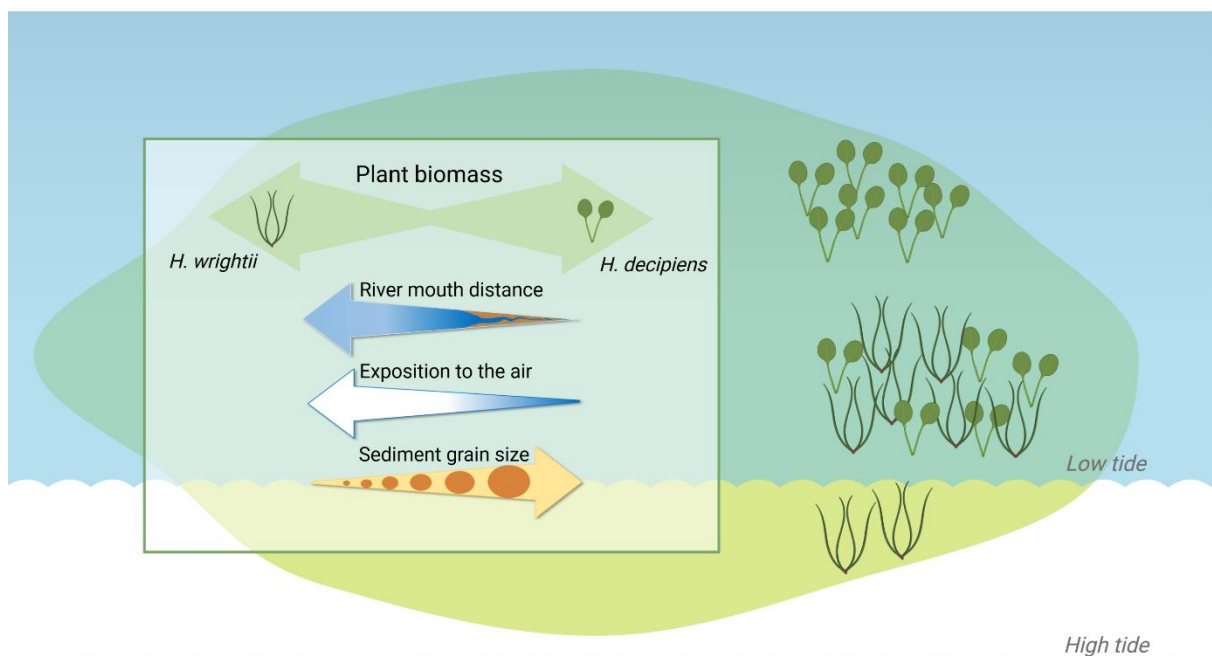
Highlights

- *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* meadows are always associated with river outfalls and coastal areas of strong estuarine influence along the far west semiarid coast of Brazil.
- The biomass of the species tends to be higher in monospecific meadows than in mixed meadows.
- Biomasses of *H. wrightii* and *H. decipiens* were antagonistic when characteristics of their substrate were considered, as the first species increase when the finer particles are predominant while the last, in coarser sediments.
- Biomass is a representative measure of the abundance of marine angiosperms, with a good response in applied ecological models.
- Responses of *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* biomasses to distance from the river mouth, sporadic exposition to air during low tides and sediment characters were species-specific, but these relationships were not stronger than the interaction between the two species.

Abstract

This study aimed to locate seagrass meadows in shallow areas of a tropical semiarid region, identifying which environmental factors influence the composition and abundance of these meadows. Fourteen areas were visited and swept in the region of Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazil, looking for seagrass meadows and their boundaries were georeferenced. When found, they were georeferenced and had plant and sediment samples collected to analyze the influence of environmental variables on the biomass of marine angiosperms. Six seagrass meadows were found always associated to estuarine areas, totaling an area of 7.8 km², with the occurrence of *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens*. The results indicated that geomorphological characteristics, such as sediment, distance from the river mouth and sporadic exposition to air during low tides correspond to determining factors for variations in biomass of seagrasses, as well as interspecific interactions between these two cohabiting species. This interaction between *H. wrightii* and *H. decipiens* was a crucial factor in structuring these meadows, therefore, interspecific interactions between marine angiosperms need to be considered for a complete understanding of the processes that determine this habitat structure.

Graphical Abstract



1. Introduction

Seagrass meadows are highly productive coastal habitats with great ecological and socioeconomic value, which can form extensive environments in shallow coastal waters (Larkum *et al.* 2006, Mcleod *et al.*, 2011; Nordlund *et al.*, 2018). A seagrass meadows area of 266 562 km² was already mapped in 136 countries around the world, although several regions remain unknown or with underestimated information (McKenzie *et al.*, 2020). A proper understanding, management, conservation, determination of these ecosystems contribution as carbon sinks is urgently needed, and the recognition of their areas, through mapping studies, is an essential tool (McKenzie *et al.*, 2020; Phinn *et al.* 2008; Pu; Bell, 2017).

Currently, there are several effective methods for mapping seagrasses: with diving or transections in shallow areas; use of ROVs (remotely operated vehicles) or underwater cameras attached to vessels; remote sensing techniques, using satellite images, photogrammetry, use of sonar, LiDAR sensors (“Light Detection Ranging”) and bathymetry (Komatsu *et al.*, 2003; Mcdonald *et al.* 2006; Phinn *et al.* 2008; Andrade; Ferreira, 2011; Hossain *et al.* 2015; Pan *et al.* 2016; Uhrin; Townsend, 2016; Pu; Bell, 2017; Xu *et al.* 2019). In the last decades, remote sensing techniques are the most used, being quite efficient to map dense meadows in clear waters, mainly in temperate regions (Mckenzie *et al.*, 2001; Uhrin; Townsend, 2016). However, in tropical regions, these methods may become ineffective to detect meadows with smaller biomasses and a heterogeneous pattern, in addition to the seagrass variations relative to the shape, composition, abundance, biomass, canopy height and complexity, and depending on the types of substrates, more turbid or deep waters (Mckenzie *et al.*, 2001; 2020; Uhrin; Townsend, 2016). Thus, field observations in these regions are still the most efficient technique.

Environmental changes related to global warming and synergistic effects of this natural plus anthropogenic stressors have caused gradual changes in the occurrence and distribution of seagrass meadows, causing a global decline in these ecosystems (Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2007; Adams *et al.*, 2020). In estuarine regions, the effects of climate change are under concern since the pressures of continental variables are added. In this way, meadows close to these areas are vulnerable to changes in the river flow, being exposed to floods and droughts, which can be equally harmful, in different ways (Duarte *et al.*, 2017). The increase in river flow causes sedimentation events on the meadows, as well as an increase of nutrients, favoring epiphytes which in turn causes competition and interfere in the availability of light (Waycott *et al.*, 2006; Buzzelli *et al.*, 2014; Duarte *et al.*, 2017). During drought events, some effects as

increased salinity beyond the tolerance limits of the species, leaf burning due to excessive air exposition and decreasing in plant biomass due to the increase in the levels of sulfide in the water, normally controlled by mutualistic relationships are observed (Waycott *et al.*, 2007; Barros *et al.*, 2016; Fouw *et al.* 2016), and it can be even more impressive in semiarid estuarine ecosystems (Barroso *et al.*, 2018; Roca *et al.*, 2015). In this scenario, knowledge about the occurrence of seagrasses and how they interact with environmental conditions, becomes essential to ensure their maintenance and proper management (Boer, 2007).

Moreover, the understanding of these seagrass dynamics can contribute to the construction of predictive models for their occurrence, becoming a fundamental tool for monitoring and mitigating future impacts (Boer, 2007; Jayathilake and Costello, 2018; Adams *et al.*, 2020). Spatial information, at appropriate scales, and some ecological detailed information are needed to find out the dynamics of seagrass meadows (Bell *et al.*, 2006; Kenworthy *et al.*, 2006).

Seagrass meadows are more abundant in tropical and temperate zones, with occurrence and distribution closely related to maximum sea surface temperature, distance from land, proximity to freshwater sources and local hydrodynamics, occupying shallow waters (freshwater to hypersaline), low energy environments and different types of substrates (consolidated and unconsolidated) (Hemminga; Duarte, 2000; Kemp *et al.*, 2004; Short *et al.*, 2007; Jayathilake; Costello, 2018; Larkum *et al.*, 2018). Large, contiguous seagrass meadows can occur in more stable areas, where the speed of currents, wave action, and bioturbation are relatively low (Fonseca; Bell, 1998). In contrast, these angiosperms can occur in areas where these same factors are moderately high, but in smaller patches (Fonseca; Bell, 1998; Robbins; Bell, 2000; Koch *et al.*, 2006; Boer, 2007; Binnings *et al.*, 2013; Yaakub *et al.*, 2013; Uhrin; Turner, 2018). Other environmental characteristics as substrate type and exposition to air during low tides can determine the seagrass occurrence and variations in the plant plasticity (Koch, 2001). In contrast, bigger species can modify the substrate, which it is not expected of small and sparse species (Bradley; Stolt, 2006; Carr *et al.*, 2016; Fonseca *et al.*, 1989; Katwijk, *et al.*, 2010). For small species, as that which generally occur in tropical regions, the substrate could have an even more important role for their occurrence determination.

Thus, it is expected that factors on a local scale, such as sedimentary characteristics and exposition, will be determinant for abundance, occurrence, and plasticity variations of shallow seagrass meadows in a small compartment of a semiarid, tropical region, with different coastal morphologies and low input of coastal waters, and they may be concentrated in sheltered

regions, including estuaries and their area of influence. This study aimed to locate seagrass meadows in shallow areas of a tropical semiarid region, identifying which environmental factors influence the composition and abundance of these meadows.

2. Materials and Methods

2.1 Study area

The Brazilian semiarid coast is a coastal compartment that has similar oceanographic characteristics and is also affected by the lowest rainfall rates in the country (Muehe, 2010). The eastern section of the semiarid coast, the northern coast of Rio Grande do Norte state, is 244 km long and limited to the East by the municipality of Touros and the west by the municipality of Tibau, representing 59% of the state coast, distributed as follows: 194 km (80%) of sandy beaches, 10 km (4%) of muddy beaches and 40 km (16%) of active cliffs (Vital *et al.*, 2016). The predominant climate in the region is the dry semi-arid, with rainfall between 600-800 mm/year (or lower), occurring, historically, between February and May (Vital *et al.*, 2016). The winds vary their direction seasonally between East and Northeast, causing a unidirectional coastal drift that, throughout the year, move from East to West (Vital, 2006; Costa Neto, 2009). This drift is one of the main factors that determine the sedimentary dynamics of this coast, since the fluvial supply is quite reduced, given the small dimensions of the regional river basins, enhanced by the damming (Vital, 2006; Vital *et al.*, 2016).

The region known as Costa Branca, located between Tibau and Galinhos Municipalities is 120 km long ([Fig. 1](#)). This compartment of the Rio Grande do Norte coastline receive this name, because of the landscape dominated by white dunes and mountains of salt that characterize the place, due to its strong role in the production and export of this product. This region comprises the estuaries of the two largest hydrographic basins in the Rio Grande do Norte, Piranhas-Assú, and Apodi-Mossoró (Solimar International, 2017), besides of the Guamaré-Galinhos lagoon complex. These three estuarine regions are naturally hypersaline, reaching values of salinity up to 60 in the driest periods of the year (Vital, 2006; Costa Neto, 2009).

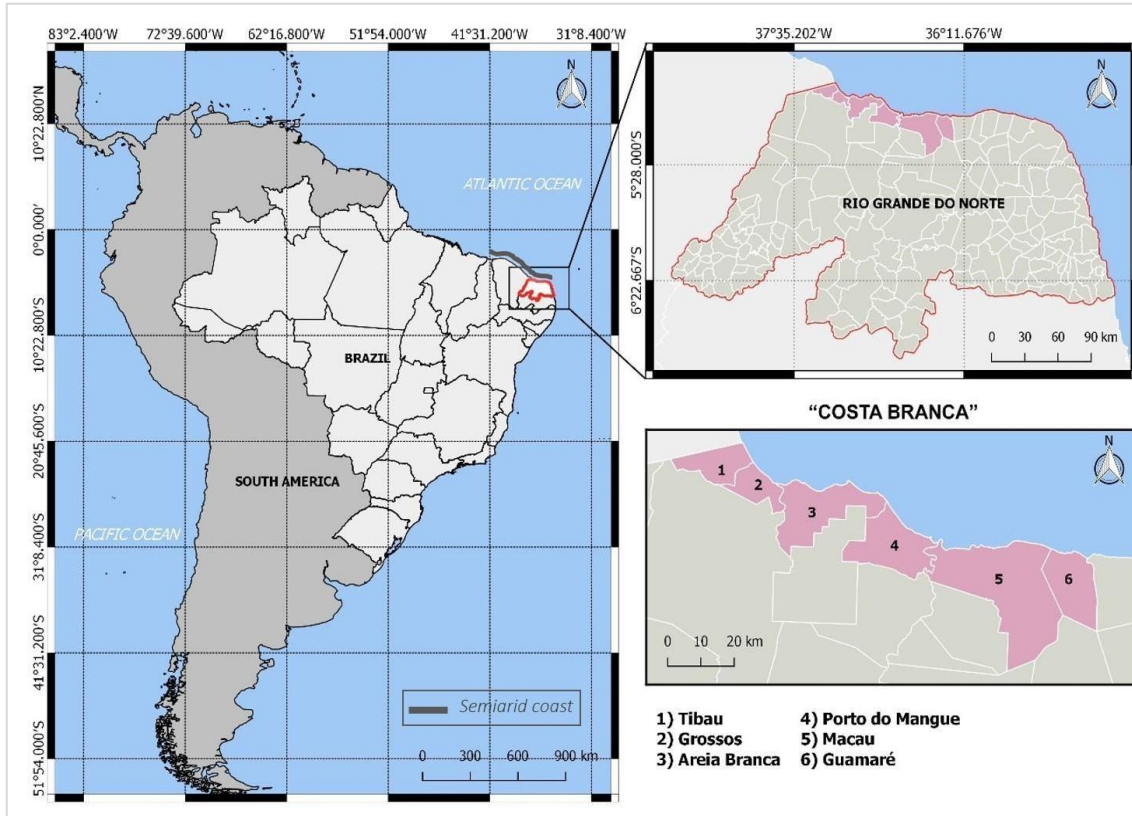


Figure 1. Localization of the 6 municipalities occurring along Costa Branca region, in the Rio Grande do Norte State, Brazilian semiarid coast. The dark grey line locates the semiarid compartment of the Brazilian coast and Rio Grande do Norte state is highlighted in red.

2.2 Field procedures

For the previous definition of the sampling points, the following aspects were considered: proximity to estuarine areas, hydrodynamic conditions favorable to the establishment of plants, record of occurrence/sighting of manatee and local accessibility. Also, during campaigns, new points for visitation were defined, according to the discovery of new access routes, conversations with natives and sighting of drift plants. Evaluating these factors, 14 sampling points were considered (Fig. 2), which were visited between March and June 2018, all included in the period of rainy influence in the region. At each point, a sweep was made in the intertidal region, where the absence/presence of seagrasses was recorded. When present, the meadows limit was bypassed, being marked with a geographic positioning system (GPS) device, with 10 m of precision.



Figure 2. Sampling points visited in the mapping campaigns at Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semiarid coast.

For characterization of the plants, in each meadow, two transects (100 m) were determined, being defined according to the tidal exposure gradient in each beach, where: one transect was established at a shallower area near to the edge (exposed to the air) and another one in an area that remains covered during low tide (with at least 15 cm of water column) (Fig. 3A), in order to ensure the plasticity plants variation, as the desiccation is a stressful factor for seagrass ecophysiology. Throughout the transections, one sample was collected every 10 m, with a PVC core sampler ($d = 10$ cm), totaling 20 samples per site (Fig. 3B).

Additionally, sediment samples were collected for granulometric analysis and organic matter content, at the points 1, 5 and 10 of each transection, seeking to obtain representative granulometric characteristics of the sample area. The biological samples were washed in seawater at the field, using a nylon mesh with a 0.5 mm opening, to remove the excess of

sediment (Fig. 3C, D). Subsequently, they were packed in plastic bags, properly labeled.

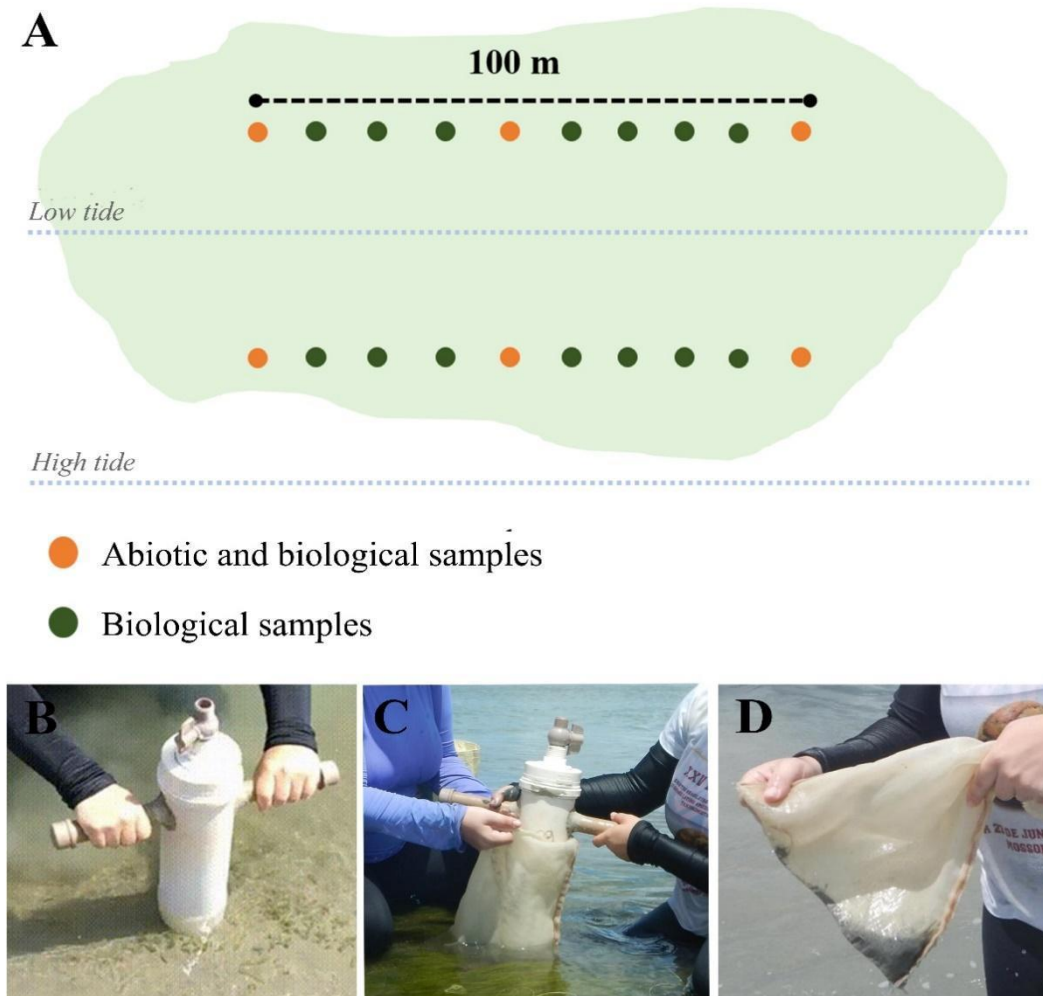


Figure 3. Field procedure applied in each meadow located along Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. Legend: A) Sampling design of the transections highlighting the sampling points of biological material (20 points, in green/orange) and abiotic (6 points, in orange); B) Procedures for the biological material collection, using a PVC corer with $d = 10$ cm; C and D) Washing process of biological samples in 0.05 mm mesh.

2.3 Laboratorial procedures

The plant shoots were removed from the rhizomes to obtain the shoot density for each sample (shoot m^{-2}). The aboveground and belowground parts of each sample were separated and dried in a stove at $60^{\circ}C$ for 24 hours, to obtain the biomass (grams of dry weight per m^{-2}).

To obtain the sediment characteristics, the granulometric analysis described by Wentworth (1922) was followed. The sand fractions obtained were weighed and analyzed in the ANASED

5.0 program (LIMA *et al.*, 2001), following the granulometric classification of Folk & Ward (1957). The organic matter content (OM) was determined from an adaptation of the method of Dean (1974), in which fractions of 2 g of each sample were subjected to burning in a muffle furnace at 450°C for 2 hours. After this period, the samples were weighed again to estimate the OM by loss on ignition.

2.4 Data analysis

The points collected with the GPS were plotted in the Google Earth Pro software, where a vector file (.kmz) was created to measure the seagrass meadows. This file was imported into the Qgis 3.44 software (Qgis Development Team, 2019), for the creation of a *shapefile* and consecutive preparation of the maps. The satellite images used were obtained through the QuickMapServices extension (Nextgis, 2019), using *Google Satellite*, *Bing Maps* and *Yandex Satellite* as sources. The distance between each meadow and the river mouth was measured by plotting a straight line from the centroid of the meadow to the central point between the two margins of the river mouth.

Differences in environmental variables among the meadows were verified using the Kruskal-Wallis test ($p < 0.05$). To analyze the relationship between environmental variables and the meadows, the total biomass was used as a response variable. This selection was made at the exploratory analysis in order to obtain the response of several plant characters as biomass, shoot density, leaf/canopy height, distance between shoots and root length, being the total biomass the only one to show a significant model. As explanatory variables, granulometrics, organic matter content, distance from the river mouth and exposition to air during low tide were considered. The exposition to air was used as a binary matrix, in which the value 1 was assigned to the points exposed during low tide and 0, attributed to the points that remained submerged.

Multicollinearity was tested using a variance inflation factor (VIF) to identify multivariate collinearity. When the VIF was above the limit ($VIF < 3$), the variable was removed. Then, the VIF was recalculated, and this process was repeated until all VIF's were below the pre-selected limit. In addition, Spearman's correlation was calculated to identify the occurrence of paired collinearity between the explanatory variables.

The relationship between the seagrasses biomass (*Halophila decipiens* and *Halodule wrightii*) and environmental variables (granulometric, organic matter content, distance from the river mouth and exposition to air during low tide) was obtained with a Redundancy Analysis (RDA). Given the influence of null values in the Euclidean distance estimative, the biomass data were

transformed using the “*Hellinger*” function (Legendre; Gallagher, 2001) and the explanatory variables (abiotic) had their values standardized, using the “*Standardize*” function. The significance of the model, axes and variables was assessed using a parametric analysis of variance (ANOVA). Finally, a correlogram was made to show the paired correlation between the response variables and the significant explanatory variables obtained with the RDA model.

Statistical analyzes and graphs were performed on R software 3.6.1 (R Core Team, 2019) using *Vegan* 2.5-5 (Oksanen *et al.*, 2019), *usdm* (Naimi *et al.*, 2014), *corrplot* (Wei; Sinko, 2017), *ggplot2* (Wickhan, 2016) and *gridExtra* (Auguie, 2017) packages.

3. Results

3.1 Location and characterization of the seagrass occurrence areas of Costa Branca

Of the 14 areas visited, six areas of seagrass meadows were recorded ([Table 1](#)), totaling an area of 7.8 km², with the occurrence of *Halodule wrightii* Asch. and *Halophila decipiens* Ostenf. The meadows were restricted to sheltered areas, with low hydrodynamics, always in association with estuarine regions ([Fig. 4](#)), with the meadow’s centroids varying between 3.26 and 10.57 km of distance from the river mouths ([Table 1](#)). The two species cohabited in three, among the six meadows ([Fig. 4](#)), however *H. decipiens* occurred exclusively in completely submerged transections, during low tide. The species *H. wrightii* dominated in space, in all meadows, except in Porto do Mangue (Piranhas-Assú estuary), where only *H. decipiens* occurred. This species occurred from the areas discovered during low tide to the areas that remained submerged, where they had the largest biomasses, as showed below.

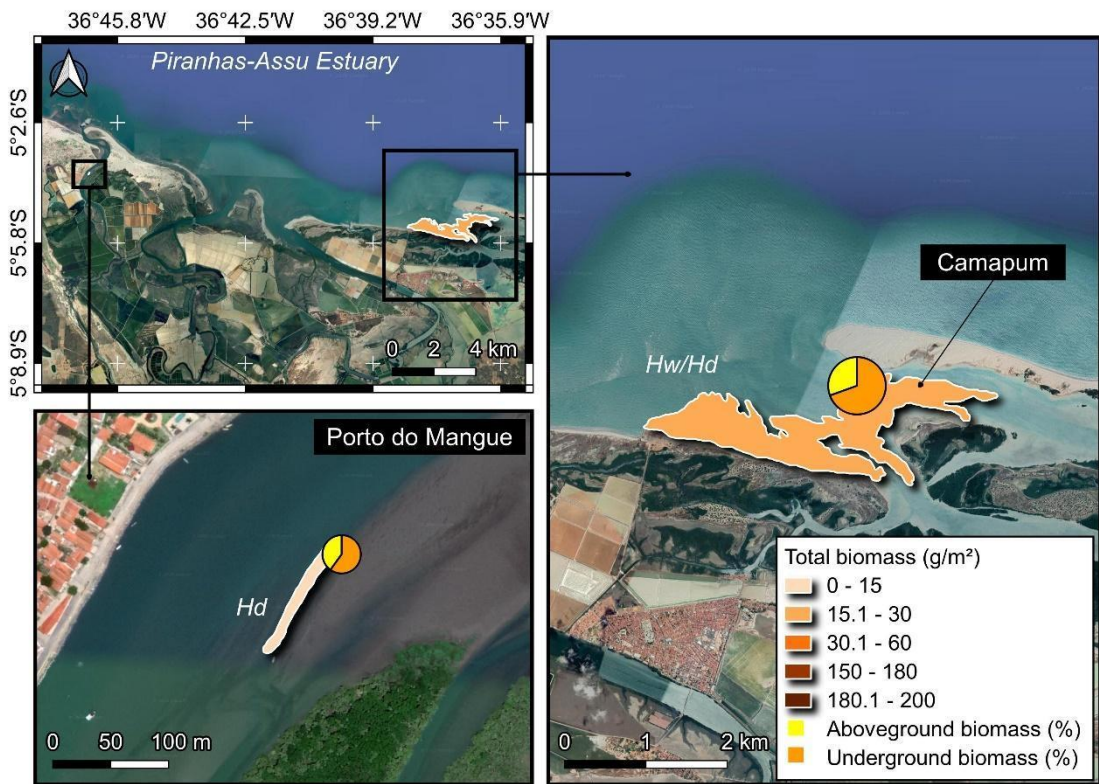
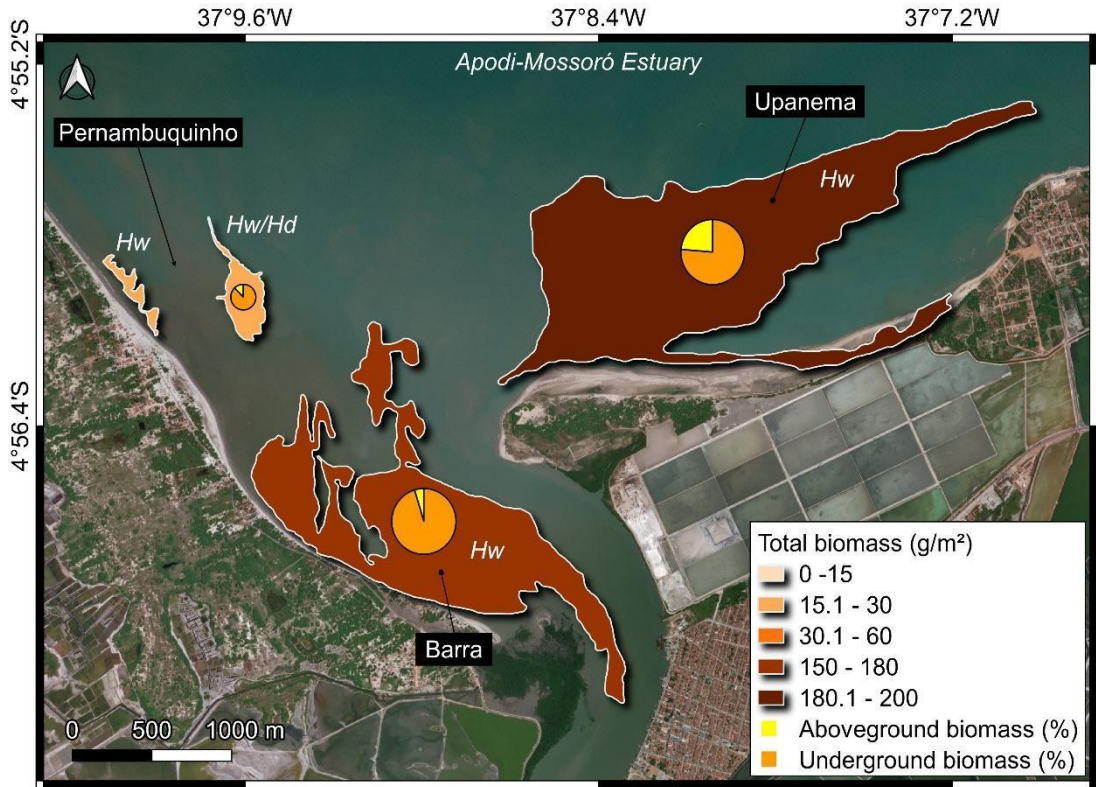
In the areas closest to the Apodi-Mossoró river mouth (Barra and Upanema), the meadows were monospecific, with only *H. wrightii* occurring, which add the highest values of biomass found in Costa Branca region ([Fig. 5](#)), covering extensive, contiguous areas. In Pernambuquinho, also in the area of influence of the Apodi-Mossoró river, *H. decipiens* occurred forming denser patches on the submerged edge of the meadow, gradually decreasing its density towards the inner of the bank, cohabiting with *H. wrightii* in some points.

The only record of monospecific patches of *H. decipiens* occurred inside the estuary, being found in a small stretch on the submerged and less hydrodynamic margin of one of the tributaries of the Piranhas-Assú River. In this area, the highest biomass values of *H. decipiens* were obtained here ([Fig. 5](#)).

The meadows of Camapum (Piranhas-Assú River) and Presidio (Guamaré-Galinhos estuarine complex), presented a similar pattern, having a heterogeneous aspect, with dense patches of *H. wrightii* in association with macroalgae and *H. decipiens*, this being more abundant in the space between these patches. Reproductive structures recorded were scarce in the studied region, with a few fruits and seeds of *H. wrightii* and only one stem of *H. decipiens* containing a female flower.

Table 1. Sites in the estuaries, occurrences, coordinates, maximum distance from the river mouth, total area of seagrass meadows and species of seagrasses recorded along Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semiarid coast. Legend: Hw: *Halodule wrightii*; Hd: *Halophila decipiens*. *seagrass bed area was smaller than 0.0001 km².

Site	Estuary	Occurrence	Coordinates	Mouth distance (km)	Area (km ²)	Species
Areias Alvas	Apodi-Mossoró	No	4°54'54.78" S 37°12'26.41 W	-	-	-
Pernambuquinho	Apodi-Mossoró	Yes	4°55'59.67" S 37°9'36.39" W	3.26	0.13	Hw/Hd
Barra Beach	Apodi-Mossoró	Yes	4°56'50.25" S 37°9'5.42" W	1.93	1.70	Hw
Upanema Beach	Apodi-Mossoró	Yes	4°55'47.35" S 37°8'7.73" W	4.23	2.13	Hw
Baixa Grande	Apodi-Mossoró	No	4°59'59.82" S 37°4'59.69" W	-	-	-
TOTAL AREA					3.96	
Redonda Beach	-	No	4°55'58.82" S 37°4'59.69" W	-	-	-
São Cristóvão	-	Drift	4°55'19.49" S 36°57'46.27" W	-	-	-
Ponta do Mel	-	Drift	4°57'2.27" S 36°52'50.90" W	-	-	-
Porto do Mangue	Piranhas-Assú	Yes	5°3'57.18" S 36°46'34.46" W	2.68	0*	Hd
Camapum Beach	Piranhas-Assú	Yes	5°5'23.44" S 36°37'56.10" W	10.57	2.10	Hw/Hd
Barreiros	Piranhas-Assú	No	5°4'46.61" S 36°29'27.32" W	-	-	-
Diogo Lopes	Piranhas-Assú	No	5°5'4.97" S 36°26'50.37" W	-	-	-
TOTAL AREA					2.10	
Amaro Beach	Guamaré-Galinhos	No	5°5'13.85" S 36°21'30.55" W	-	-	-
Minhoto Beach	Guamaré-Galinhos	No	5°4'20.92" S 36°25'51.07" W	-	-	-
Presídio Beach	Guamaré-Galinhos	Sim	5°5'55.37" S 36°18'45.55" W	4.52	2.15	Hw/Hd
TOTAL AREA					2.15	



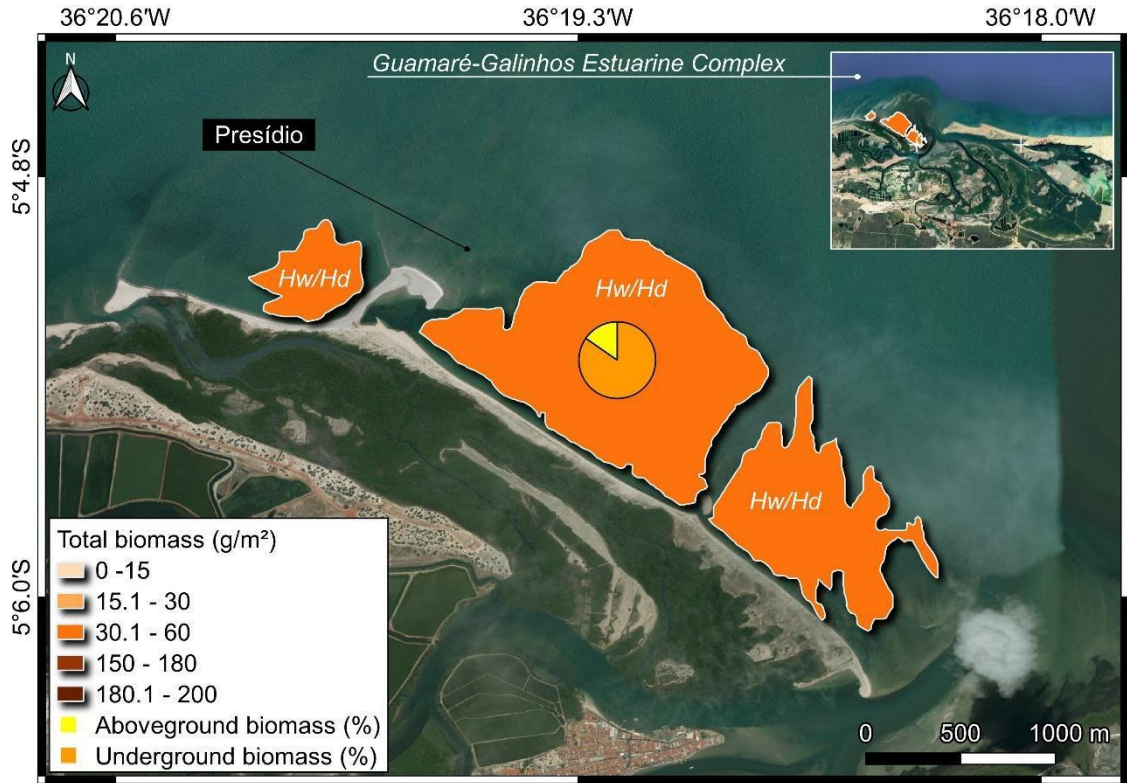


Figure 4. Seagrass meadows at Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. Variations in the biomasses are represented by the color gradient of the polygons and their centroids shows the contribution of above- and belowground biomasses of the plants. Hw – *Halodule wrightii*; Hd – *Halophila decipiens*; g/m^2 - grams of dry weight per square meter. Note: Seagrasses were registered in the shallowest areas at Upanema beach, which considering the scale of the images can give the impression of misplaced polygon.

The sediment from almost all meadows was classified as very fine sand, except Barra (Apodi-Mossoró estuary), whose sediment was classified as coarse clay. In this area, the mean grain diameter* ($H = 21.9$; $p = 0.000$) and organic matter content ($H = 18.44$; $p = 0.002$) inside the meadows were significantly greater than the others. This probably occurs because it is a depositional area, which naturally accumulates finer sediments of continental origin. In this region, there are also frequent dredging events to allow the flow of boats serving the Salt Terminal of Areia Branca (Porto-Ilha). These events cause resuspension of sediments in the water column, with eventual deposition in low energy areas.

3.2 Relation of the marine angiosperms abundance and the environmental variables

Considering the Variance Inflation Factor (VIF) for all the environmental variables – organic matter, mean grain diameter of the sediment, exposition to desiccation, and river mouth distance

– the organic matter presented a value above the acceptable, in addition to a strong correlation with the average grain diameter, being therefore, excluded from the analyzes, to reduce the effect of collinearity on the variances. The RDA performed in the spatial model was significant ($F = 13.508$, $p = 0.001$) and explains 62% of the variation in the biomass of angiosperms (Table 2). Thus, all explanatory variables contributed significantly to explain the biomass variations of both *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* found along the Costa Branca region (Table 2).

The biomass of the two species interacted significantly with the explanatory variables analyzed, however in an antagonistic way. The biomass of *H. wrightii* showed a positive relationship with the mean diameter of the grain, indicating that the thinner the sediment, the greater the biomass of this species (Fig. 5). In contrast, *H. decipiens* showed an inverse relationship with this vector, indicating greater affinity to coarser sediments (Fig. 5). The exposition to the air had an excluding relationship with *H. decipiens*, which did not occur in the exposed transections. This same factor did not prevent the occurrence of *H. wrightii*, but the biomass of this species in these temporally exposed areas was lower than in the submerged areas (pers. observ.). Regarding the distance from the mouth, it presented a stronger, positive correlation with the biomass of *H. wrightii* (Fig. 5). Although the multivariate model showed that all environmental variables significantly contributed for variations in biomass (Table 2), the strongest paired and negative correlation found in this model was between the two species ($r = - 0.95$) (Fig. 6).

RDA (all)		
	Inertia	Proportion
Constrained	1.245	0.622
Unconstrained	0.754	0.377
Model	$F = 13.75 \quad p = 0.001^*$	
	RDA 1	RDA 2
Eigenvalue	1.236	0.008
Proportion explained	0.618	0.004
Cumulative proportion	0.613	0.622
	F test = 999	p value

Mean grain diameter	11.982	0.002*
River mouth distance	26.131	0.001*
Exposition to the air	10.343	0.001*

Table 2. Results of the redundancy analysis (RDA) for the model which considered all environmental variables obtained in the seagrass meadows of Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. * indicates statistical significance.

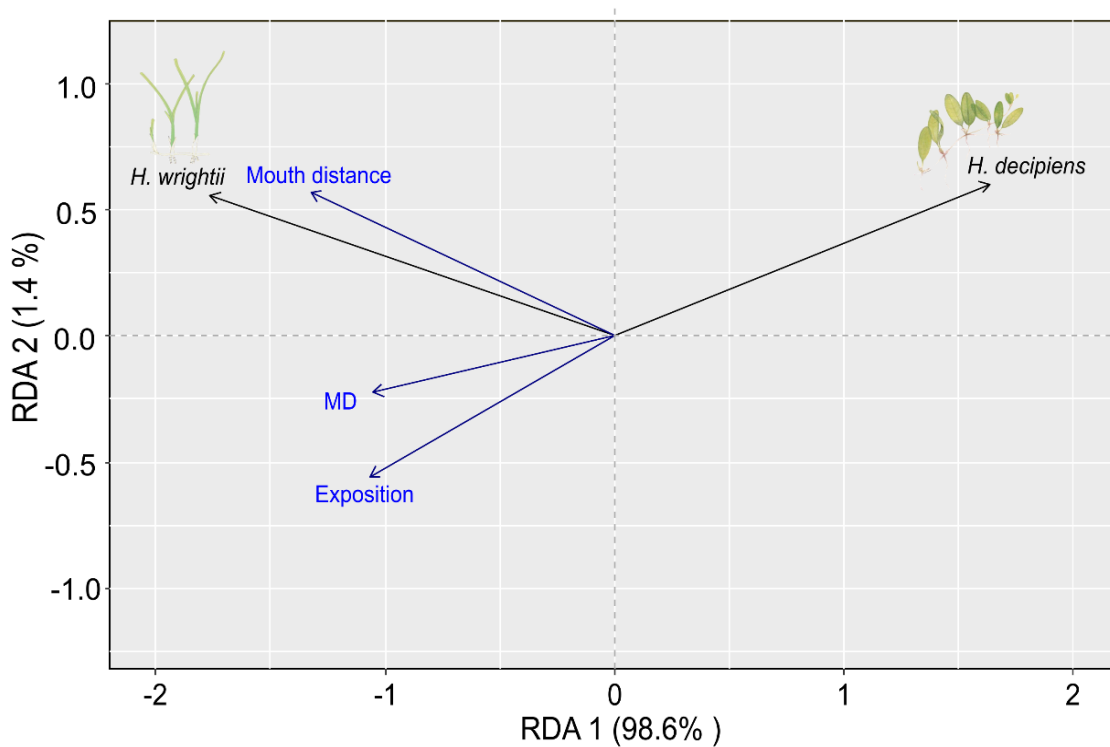


Figure 5. Ordinary diagram resultant from the Redundance Analysis (RDA) which considered the environmental variables collected with the *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* samples, along the Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. Legend: MD – mean grain diameter. Blue arrows: explanatory variables; black arrows: response variables.

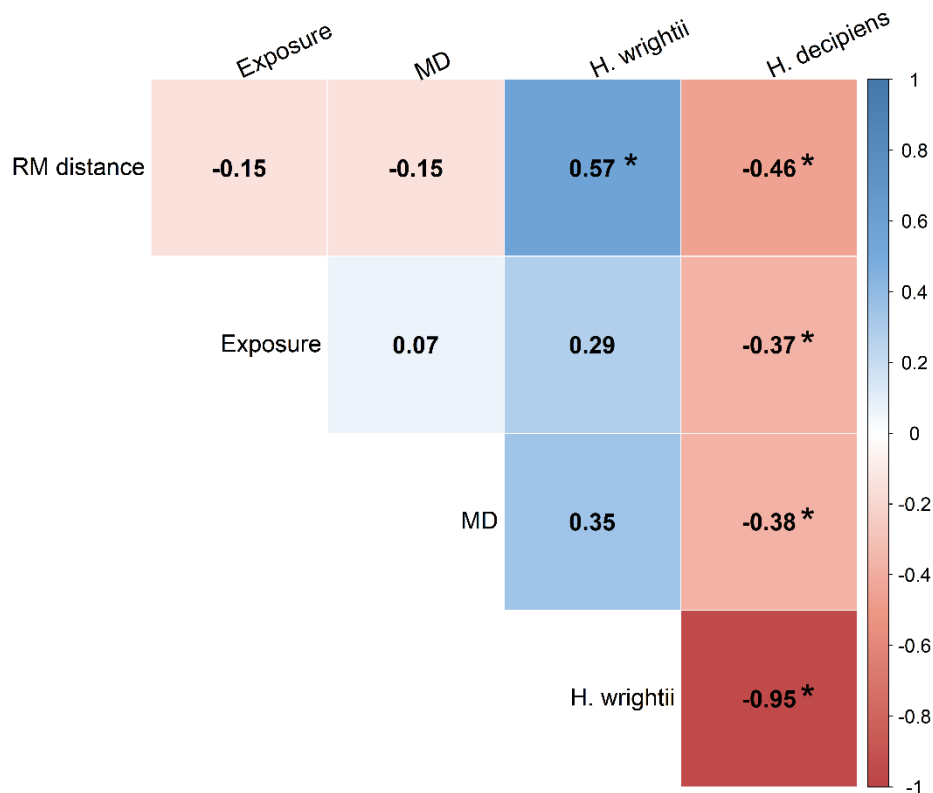


Figure 6. Correlogram showing the paired relationship between the response variables (*Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* biomasses) and all significant explanatory variables (river mouth distance, exposure, and mean grain diameter) obtained at the Redundancy Analysis (RDA). Blue: positive correlations; red: negative correlations; * significant correlations. The correlations coefficients (r) are in the intersection squares and the color gradient represents the strength of this interaction. RM distance: river mouth distance; MD: mean grain diameter.

4. Discussion

In the compartment of the Brazilian semiarid coast, environmental factors such as sedimentary characteristics, exposition to the air regulated by tidal variations and the distance from the river mouth, were indicated as that whose mostly explained the variations found in the biomass of marine angiosperms in the studied areas. However, in multispecific meadows, interspecific interactions play a determining role in the seagrass landscape, as shown in the present study.

Considering the wide range of daily variation of abiotic factors within the intertidal zone, the organisms that live in this environment are already adapted to extreme fluctuations in

temperature, salinity, pH among other physical and chemical characteristics of the water. In this way, more conservative environmental variables (which present changes in a broader time scale) have a greater role in the formation of the landscape of these areas, such as geomorphological characteristics and spatial attributes. This type of attribute will influence not only the occurrence of marine angiosperms, but also their abundance, canopy characters and biomass, which constitutes a fundamental factor for structuring and heterogeneity of this kind of habitat.

In arid and semiarid climates, where the rainy periods are short and precipitation reaches zero most of the year, the fluvial discharge is naturally low. This frequently causes hypersalinity conditions with low input of organic matter and nutrients at the system, also interfering at the water residence time and turbidity. Moreover, those conditions are highly intensified by the construction of weirs and dams for water storage and control of the river flow (Molisani *et al.*, 2006; Valentim *et al.*, 2018), which often constitutes environments of excessive low energy. The contribution of drift currents for sedimentation in river mouths of the studied region, which reduces the outfalls hydrodynamics (Vital, 2016) makes these areas of estuarine influence favorable to seagrass establishment.

In areas of estuarine influence, even with low freshwater inputs, the rivers can cause flooding and deposit of nutrients effects, especially in a semiarid region and during its rainy season, as that which was performed the present study. In the seagrasses, these events can directly affect the meadows by burying or decreasing the availability of light, caused by the resuspension of sediments and algal bloom (Marba; Duarte, 1994; Duarte *et al.* 1997; Tanaka; Nakaoka, 2006; Carr *et al.*, 2010), triggering several changes, both morphological, interfering in the growth rates of the plants, and in biomass (Marba; Duarte, 1994; Duarte *et al.* 1997; Tanaka; Nakaoka, 2006). One of the strategies adopted by marine angiosperms - in particular canopy-forming species - is the lengthening of their leaves in conditions of turbidity or burial, in an attempt to maintain their photosynthetic processes (Marba; Duarte, 1994; Duarte *et al.*, 1997). However, tropical species may respond differently to this type of impact (Tanaka; Nakaoka, 2006), indicating that the resistance of the tropical and pioneer species, as that found in Costa Branca, to these events may be species-specific.

However, factors such as duration and frequency of sedimentation events and the amount of fine sediment that enters in the estuarine system can make this strategy insufficient. In some cases, the excessive input of silt and clay in the system, can cause a significant reduction in the aboveground biomass of the meadow (Lamit *et al.*, 2017) since the leaves will loss in absorption of light due to the increase in fine particles in the water column or even they can be buried.

Even so, the exclusive occurrence of *H. wrightii* in an area with a high input of silt and clay, shows that this species can tolerate variations in sedimentary characteristics as also the water turbidity. This is indicative that, like other congeners species, *H. wrightii* has a high range of tolerance to different environmental stressors (Duarte *et al.*, 1997; Bach *et al.*, 1998; Terrados *et al.*, 1998), which corroborates its high plasticity adaptive through moderate disturbances (Phillips, 1992; Lamit; Tanaka, 2019; Bertelli *et al.*, 2020). This tolerance allows *H. wrightii* to be present with high biomass values even in areas closer to the mouths and inside of rivers, being susceptible to a higher frequency of stressful events from continental processes. The species *H. wrightii* may also naturally better tolerate more borderline environmental conditions that other seagrasses do not (Bertelli *et al.*, 2020).

The occurrence of *H. decipiens* together with *H. wrightii* is a pattern already recorded along the Northeast coast of Brazil (Laborel-Deguen, 1963; Oliveira *et al.* 1983; Barros *et al.*, 2014; Magalhães *et al.*, 2015; Magalhães; Barros, 2017) and this association could suggest well-established meadows since more recent meadows tend to be monospecific (Samper-Villareal *et al.* 2014). *H. decipiens* is considered a seasonal species, a pioneer in ecological succession, with rapid growth and short life span (Hammerstrom *et al.* 2006; Jocelyn *et al.* 1986). Due to its rapid colonization capacity, it is quite common to find it forming an anastomosed pattern, occupying the unconsolidated spaces associated with other benthic communities with a patchy pattern (Phillips *et al.*, 1990; Fourqurean *et al.*, 2001). Considering the characteristics of this species, the matrix of a patched meadow may correspond to a suitable space for the establishment of *H. decipiens*. This corresponds to the occupation pattern found in the meadows of Pernambuco (Apodi-Mossoró), Camapum (Piranhas-Assú) and Guamaré (Guamaré-Galinhos), where *H. decipiens* occurred together with *H. wrightii*, less frequently within the patches and predominantly in the interspace, sometimes reaching deeper parts of the meadows. In Porto do Mangue (Piranhas-Assú), as it is a more dynamic estuarine region, the establishment of this species in some areas may be sporadic, possibly in response to local variations or even climatic seasonality.

Although both species are considered pioneers and opportunists (Den Hartog, 1977; Birch; Birch, 1984; Jocelyn *et al.* 1986; Hammestrom *et al.* 2006), *H. decipiens* has characteristics that may make it more sensitive to some factors present in areas of estuarine influence, especially susceptibility to sedimentation events. The co-occurrence of these two species, can correspond to an adaptive strategy, where *H. wrightii* acts in the modification of the environmental conditions, which may become favorable for the establishment of *H. decipiens*. The relationship

of *H. wrightii* with thinner sediments operates in both directions, where when settling in an area, it will attenuate the current causing the trapping of fine particles, a process known as “siltification” (Koch *et al.*, 2006; Carr *et al.*, 2010). This action will directly interfere with the penetration of light into the water and sediment selection which will allow both its own development and the establishment of other less tolerant species in adjacent areas (Carr *et al.* 2010; Adams *et al.*, 2016; Lamit; Tanaka, 2019).

Analyzing the biomasses of the two species among the meadows of the studied region, there is an evident trend, confirmed by the Redundancy Analysis (RDA): monospecific meadows have higher biomass values when compared to areas where the two species cohabite, presenting inversely proportional biomasses. It is known that even having different specific characteristics, marine angiosperms share the niche, using the same range of resources and conditions available in the environment (Larkum *et al.* 2006). Therefore, the amount of resources available for one species will also be limited by the resources consumed by the other, as well as the strategies used by each one to use certain conditions, can be mutually harmful (Begon *et al.*, 2006). It is possible that a facilitation process by *H. wrightii* occurred, which allowed the establishment of *H. decipiens* in the studied region. Nevertheless, this requires an experimental design to test this hypothesis, which is encouraged for future investigations.

Although there is a facilitation or not, with two niche sharing species remaining in the environment, they may become natural competitors. The morphological characteristics of *H. wrightii* and *H. decipiens* can interfere with environmental conditions on a smaller spatial scale. The *H. wrightii* species has elongated and narrow leaves, which would be considered in terrestrial ecology as characteristics of “sun plants”, which require a greater amount of light while becoming more tolerant to exposure (Dunton, 1994; Valladares; Pearcy, 1998). Due to these leaf characteristics, this species can form a canopy, which attenuates the penetration of light towards the sediment, which can cause a shading effect.

The morphological attributes of *H. decipiens* correspond to “shade plants”, which are smaller in size and have a larger leaf area, allowing greater use of light (Valladares; Pearcy, 1998; Durako *et al.*, 2003; Buapet *et al.*, 2020). In fact, it corresponds to one of the species of marine angiosperms with less need for light, compared to larger species, which makes it possible to occur in greater depths and in estuarine areas (Josselyn *et al.*, 1986; Kenworthy; Haunert, 1991; Kenworth; Fonseca, 1996; Buapet *et al.*, 2020). This same characteristic also allows the *H. decipiens* co-occurrence with canopy-forming species, where there may be limitations in the

arrival of light to its leaves. Nevertheless, the reduced availability of light added to the competition for space and available resources in the sediment can negatively interfere in the biomass of this species. The same characteristics that allow the occurrence of *H. decipiens* in areas with limited light, also make it more sensitive to high exposure, making it impossible to occur in areas that are completely exposed, such as the shallow edge of the meadow. *Halophila* species, which are small and fast-growing, may not tolerate extended periods of low light because of limited storage reserves, but can recover quickly from such impacts if conditions improve (Longstaff *et al.*, 1999; Waycott *et al.*, 2005). In contrast, the occurrence of *H. wrightii* in these exposed areas, despite being one more evidence of its tolerance range, causes physiological stresses that limit its growth, in addition to cause leaf burning (Larkum *et al.* 2006). All these processes may have a negative effect on their biomass, although they do not prevent their occurrence in the shallower areas.

Thus, the results obtained here show that in a scenario where niche sharing exists, the abundance of angiosperms will be determined not only by the availability of suitable conditions and resources, but also by the interaction with other species. This highlights the importance of investigations that consider the multivariate nature of these systems, generating more accurate information about the factors that act in the structuring of biological communities.

5 Conclusions

In an ecological approach, it was possible to identify that the geomorphological characteristics influence the occurrence of seagrass meadows in estuarine regions. The species *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens*, even co-occurring in these areas, presented different responses to environmental factors such as sediment, distance from the river mouth and sporadic exposition to air during low tides, indicating that the response of marine angiosperms to these factors is species-specific. This interaction with the abiotic variables was not stronger than the interaction between the two species. This interaction between *H. wrightii* and *H. decipiens* proved to be a crucial factor in structuring these meadows. Therefore, interspecific interactions between marine angiosperms need to be considered for a complete understanding of the processes that determine their occurrence in the environment. Experiments are needed to assess the competition between species and the extent to which biological relationships modify their structure in tropical regions.

References

- Adams, M.P., Hovey, R.K., Hipsey, M.R., Bruce, L.C., Ghisalberti, M., Lowe, R.J., Gruber, R.K., Ruiz-Montoya, L., Maxwell, P.S., Callaghan, D.P., Kendrick, G.A., O'Brien, K.R., 2016. Feedback between sediment and light for seagrass: Where is it important? *Limnol. Oceanogr.* 61, 1937–1955. <https://doi.org/10.1002/lno.10319>
- Andrade, F., Ferreira, M.A., 2011. A method for monitoring shallow seagrass meadows (*Zostera* spp.) using terrestrial oblique large-scale photography. *Aquat. Bot.* 95, 103–109. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.04.002>
- Baptiste Auguie (2017). gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.3. <https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>
- Barros, K.V. de S., Carneiro, P.B. de M., Amorim, L.A., Costa, F. do N., Rocha-Barreira, C. de A., 2016. Northern range extension of the seagrass *Halodule emarginata* Hartog. *Feddes Rept.* 127, 65–71. <https://doi.org/10.1002/fedr.201600016>
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L., 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*, 4th ed. Blackwell Publishing, Oxford.
- Bell, S.S., Middlebrooks, M.L., Hall, M.O., 2014. The Value of Long-Term Assessment of Restoration: Support from a Seagrass Investigation. *Restor. Ecol.* 22, 304–310. <https://doi.org/10.1111/rec.12087>
- Binning, S., Mavromatis, C., Guichard, F., 2007. Density-dependent succession in Caribbean seagrass communities. *McGill Sci. Undergrad. Res. J.* 2, 28–31.
- Boer, W.F., 2007. Seagrass-sediment interactions, positive feedbacks and critical thresholds for occurrence: A review. *Hydrobiologia* 591, 5–24. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0780-9>
- Buapet, P., Low, L.J.Q., Todd, P.A., 2020. Differing photosynthetic responses to excess irradiance in the two coexisting seagrasses, *Halophila ovalis* and *Halophila decipiens*: Chloroplast avoidance movement, chlorophyll fluorescence, and leaf optical properties. *Aquat. Bot.* 166, 103268. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103268>
- Buzzelli, C., Doering, P., Wan, Y., Sun, D., 2014. Modeling ecosystem processes with variable freshwater inflow to the Caloosahatchee River Estuary, southwest Florida. II. Nutrient loading, submarine light, and seagrasses. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 151, 272–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.09.026>
- Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K., Wiberg, P., 2010. Stability and bistability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks with sediment resuspension and light attenuation. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 115, 1–14. <https://doi.org/10.1029/2009JG001103>
- Congdon, V.M., Dunton, K.H., 2019. *Coastwide Trends in Seagrass Cover and Condition in Texas Coastal Waters*. Port Aransas.
- Costa Neto, L.X. da, 2009. Caracterização geológica, geomorfológica e oceanográfica do Sistema Pisa Sal, Galinhos/RN-Nordeste do Brasil, com ênfase à erosão, ao transporte e à Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

- De Fouw, J., Govers, L.L., Van De Koppel, J., Van Belzen, J., Dorigo, W., Sidi Cheikh, M.A., Christianen, M.J.A., Van Der Reijden, K.J., Van Der Geest, M., Piersma, T., Smolders, A.J.P., Olf, H., Lamers, L.P.M., Van Gils, J.A., Van Der Heide, T., 2016. Drought, Mutualism Breakdown, and Landscape-Scale Degradation of Seagrass Beds. *Curr. Biol.* 26, 1051–1056. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.02.023>
- Dean, W.E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *J. Sediment. Petrol.* 44, 242–248.
- Dominguez, J.M.L., Bittencourt, A.C.S.P., 1996. Regional Assessment of Long-term Trends of Coastal Erosion in Northeastern Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* 68, 355–371.
- Duarte, B., Neto, J.M., Marques, J.C., Adams, J.B., Caçador, I., 2017. Marine angiosperm indices used to assess ecological status within the Water Framework Directive and South African National Water Act: Learning from differences and common issues. *Ecol. Indic.* 83, 192–200. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.032>
- Duarte, C.M., Terrados, J., Agawin, N.S.R., Fortes, M.D., Bach, S., Kenworthy, W.J., 1997. Response of a mixed Philippine seagrass meadow to experimental burial. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 147, 285–294. <https://doi.org/10.3354/meps147285>
- Dunton, K.H., 1994. Seasonal growth and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* in relation to continuous measurements of underwater irradiance. *Mar. Biol.* 120, 479–489. <https://doi.org/10.1007/BF00680223>
- Durako, M.J., Kunzelman, J.I., Kenworthy, W.J., Hammerstrom, K.K., 2003. Depth-related variability in the photobiology of two populations of *Halophila johnsonii* and *Halophila decipiens*. *Mar. Biol.* 142, 1219–1228. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1038-3>
- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957. Brazos River Bar: a Study in the Significance of Grain Size Parameters. *J. Sediment. Petrol.* 27, 3–26.
- Fonseca, M.S., Bell, S.S., 1998. Influence of physical setting on seagrass landscapes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 171, 109–121.
- Gratani, L., Covone, F., Larcher, W., 2006. Leaf plasticity in response to light of three evergreen species of the Mediterranean maquis. *Trees* 20, 549–558. <https://doi.org/10.1007/s00468-006-0070-6>
- Hemminga, M.A., Duarte, C.M., 2009. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hossain, M.S., Bujang, J.S., Zakaria, M.H., Hashim, M., 2015. The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects. *Int. J. Remote Sens.* 36, 61–114. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.990649>
- Josselyn, M., Fonseca, M., Niesen, T., Larson, R., 1986. Biomass, production and decomposition of a deep water seagrass, *Halophila decipiens* ostenf. *Aquat. Bot.* 25, 47–61. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(86\)90039-2](https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90039-2)
- Kemp, W.M., Batiuk, R., Bartleson, R., Bergstrom, P., Carter, V., Gallegos, C.L., Hunley, W., Karrh, L., Koch, E.W., Landwehr, J.M., Moore, K.A., Murray, L., Naylor, M., Rybicki, N.B., Stevenson, J.C., Wilcox, D.J., 2004. *Habitat Requirements for Submerged Aquatic*

- Vegetation in Chesapeake Bay: Water Quality, Light Regime, and Physical-Chemical Factors. *Estuaries* 27, 363–377. <https://doi.org/10.1007/BF02803529>
- Koch, E.W., Sanford, L.P., Chen, S.-N., Shafer, D.J., Smith, J.M., 2006. *Waves in Seagrass Systems: Review and Technical Recommendations*. Vicksburg.
- Komatsu, T., Igarashi, C., Tatsukawa, K., Sultana, S., Matsuoka, Y., Harada, S., 2003. Use of multi-beam sonar to map seagrass beds in Otsuchi Bay on the Sanriku Coast of Japan. *Aquat. Living Resour.* 16, 223–230. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(03\)00045-7](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(03)00045-7)
- Kong, E., Ow, Y.X., Lai, S., Yaakub, S.M., Todd, P., 2020. Effects of shading on seagrass morphology and thermal optimal of productivity. *Mar. Freshw. Res.* 71, 913–921. <https://doi.org/10.1071/MF19173>
- Lamit, N., Tanaka, Y., 2019. Species-specific distribution of intertidal seagrasses along environmental gradients in a tropical estuary (Brunei Bay, Borneo). *Reg. Stud. Mar. Sci.* 29, 100671. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100671>
- Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M., 2006. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, Springer. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Larkum, A.W.D., Kendrick, G.A., J., R.P., 2018. *Seagrasses of Australia: Structure, Ecology and Conservation*, Seagrasses of Australia. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71354-0>
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Lima, S. F., Silva Filho, W. F., [Freire, G. S. S.](#), [Maia, L. P.](#), Dantas, R. P. ; Monteiro, L. H. U., 2001. ANASED 5.0i, Programa de Análise, Classificação e Arquivamento de Parâmetros sedimentológicos.
- Longstaff, B.J., Loneragan, N.R., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., 1999. Effects of light deprivation on the survival and recovery of the seagrass *Halophila ovalis* (R.Br.) Hook. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 234, 1–27. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00137-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00137-3)
- Marba, N., Duarte, C.M., 1995. Coupling of Seagrass (*Cymodocea Nodosa*) Patch Dynamics to Subaqueous dune Migration. *J. Ecol.* 83, 381–389. <https://doi.org/10.2307/2261592>
- McDonald, J.I., Coupland, G.T., Kendrick, G.A., 2006. Underwater video as a monitoring tool to detect change in seagrass cover. *J. Environ. Manage.* 80, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.021>
- McKenzie, L.J., Finkbeiner, M.A., Kirkman, H., 2001. Methods for mapping seagrass distribution, in: Short, F.T., Coles, R.G. (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, pp. 101–121. <https://doi.org/10.1016/b978-044450891-1/50006-2>
- McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H., Silliman, B.R., 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front. Ecol. Environ.* 9, 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>

- Molisani, M.M., Kjerfve, B., Silva, A.P., Lacerda, L.D., 2006. Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *J. Hydrol.* 331, 425–433. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.038>
- Muehe, D., 2010. Brazilian coastal vulnerability to climate change. *Panam. J. Aquat. Sci.* 5, 1–11.
- Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography (Cop.)*. 37, 191–203. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- Nextgis, 2019. QuickMapServices plugin for Qgis. Open source geospatial developer and solution provider. http://plugins.qgis.org/plugins/quick_map_services.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. URL <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56, 987–996. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)
- Pan, Z., Glennie, C., Fernandez-Diaz, J.C., Starek, M., 2016. Comparison of bathymetry and seagrass mapping with hyperspectral imagery and airborne bathymetric lidar in a shallow estuarine environment. *Int. J. Remote Sens.* 37, 516–536. <https://doi.org/10.1080/01431161.2015.1131869>
- Phinn, S., Roelfsema, C., Dekker, A., Brando, V., Anstee, J., 2008. Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite multi-spectral and airborne hyper-spectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). *Remote Sens. Environ.* 112, 3413–3425. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.09.017>
- Pu, R., Bell, S., 2017. Mapping seagrass coverage and spatial patterns with high spatial resolution IKONOS imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 54, 145–158. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.09.011>
- Qgis Development Team, 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. URL <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Robbins, B.D., Bell, S.S., 2000. Dynamics of a subtidal seagrass landscape: Seasonal and annual change in relation to water depth. *Ecology* 81, 1193–1205. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1193:DOASSL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1193:DOASSL]2.0.CO;2)
- Short, A.D., Klein, A.H. da F., 2016. Brazilian beach systems: Review and overview, Coastal Research Library. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_20.
- Solimar International, 2017. Planejamento Estratégico e Marketing para o Turismo do Rio Grande do Norte, accessed 02 January 2020,

<http://www.rnsustentavel.rn.gov.br/smiv3/site/conteudos/midias/2078a4e05e856b50bba098c60d0cbd3.pdf>.

Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., Waycott, M., 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 350, 3–20. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.012>

Tanaka, Y., Nakaoka, M., 2006. Morphological variation in the tropical seagrasses, *Cymodocea serrulata* and *C. rotundata*, in response to sediment conditions and light attenuation. *Bot. Mar.* 49, 365–371. <https://doi.org/10.1515/BOT.2006.047>

Uhrin, A. V., Townsend, P.A., 2016. Improved seagrass mapping using linear spectral unmixing of aerial photographs. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 171, 11–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.021>

Uhrin, A. V., Turner, M.G., 2018. Physical drivers of seagrass spatial configuration: the role of thresholds. *Landsc. Ecol.* 33, 2253–2272. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0739-4>

Valentim, M., Monteiro, S., Rollnic, M., 2018. The Influence of Seasonality on Haline Zones in An Amazonian Estuary. *J. Coast. Res.* 85, 76–80. <https://doi.org/10.2112/SI85-016.1>

Valladares, F., Pearcy, R.W., 1998. The functional ecology of shoot architecture in sun and shade plants of *Heteromeles arbutifolia* M. Roem., a Californian chaparral shrub. *Oecologia* 114, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s004420050413>

Vital, H., Statterger, K., Tabosa, W.F., Riedel, K., 2003. Why Does Erosion Occur on the Northeastern Coast of Brazil? The Caiçara do Norte Beach Example. *J. Coast. Res.* 525–529.

Vital, H., Amaro, V.E., Da Silveira, I.M., 2006. Coastal Erosion on the Rio Grande do Norte State (Northeastern Brazil): Causes and Factors Versus Effects and Associated Processes. *J. Coast. Res.* SI 3, 1306–1309.

Vital, H., Silveira, I. M., Tabosa, W. F., Lima, Z. M. C., Lima-Filho, F. P., Souza, F. E. S., Chaves, M. S., Pimenta, F. M., Gomes, M. P., 2016. Beaches of Rio Grande do Norte. In: Short A., Klein A. (eds) *Brazilian Beach Systems*. Coastal Research Library, vol 17. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_8.

Waycott, M., Collier, C., McMahon, K., Ralph, P., McKenzie, L., Udy, J., Grech, A., 2007. Supporting Information; Vulnerability of seagrasses in the Great Barrier Reef to climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 1, 2–7.

Waycott, M., Longstaff, B.J., Mellors, J., 2005. Seagrass population dynamics and water quality in the Great Barrier Reef region: A review and future research directions. *Mar. Pollut. Bull.* 51, 343–350. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.01.017>

Wei, T., Simko, W., 2017. corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 2.5-6. URL <https://github.com/taiyun/corrplot>

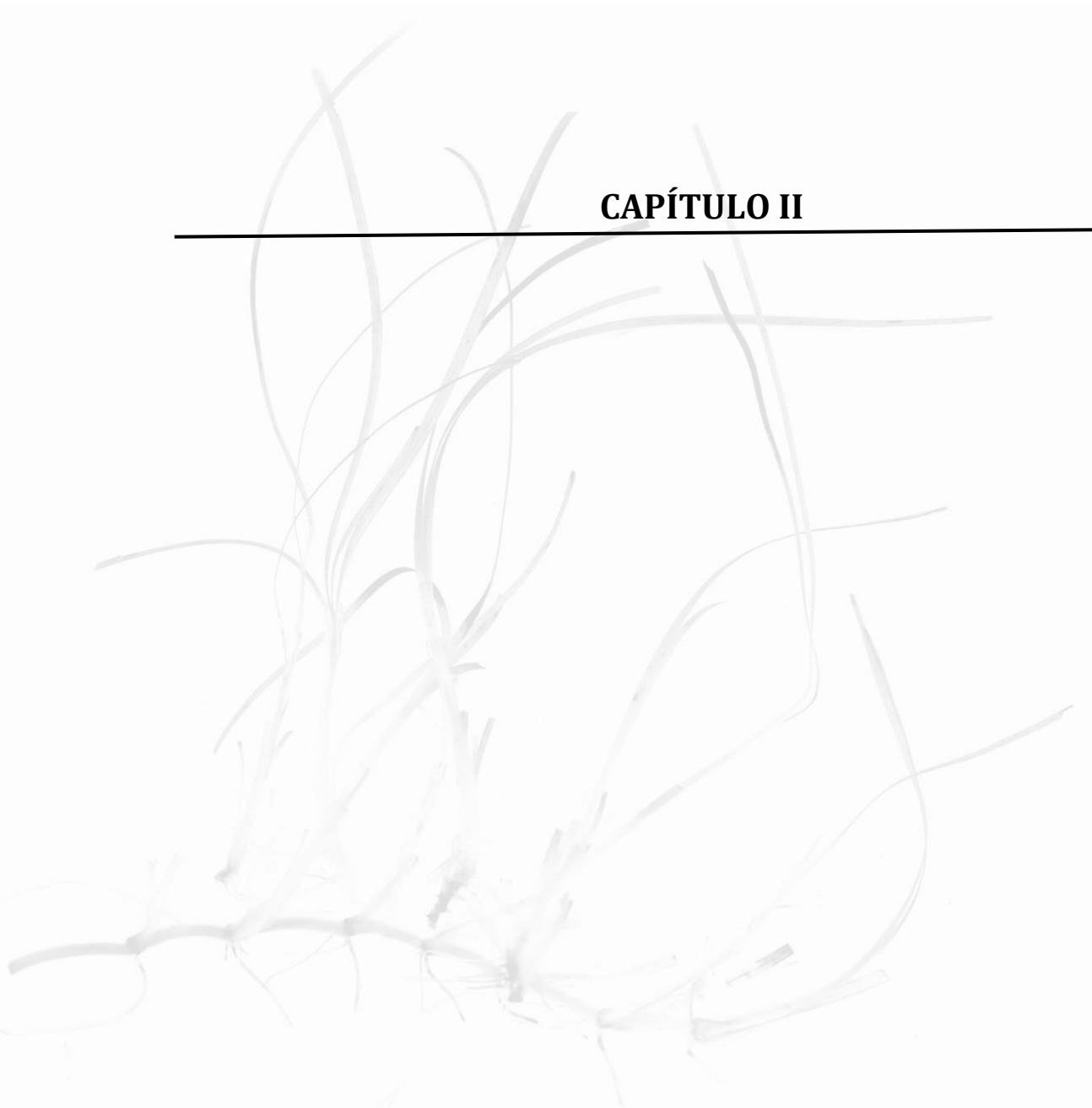
Wentworth, C.K., 1922. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *J. Geol.* 30, 377–392.

Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. URL <https://ggplot2.tidyverse.org>

Xu, S., Xu, Shaochun, Zhou, Y., Zhao, P., Yue, S., Song, X., Zhang, X., Gu, R., Wang, P., Zhang, Y., 2019. Single beam sonar reveals the distribution of the eelgrass *Zostera marina* L. and threats from the green tide algae *Chaetomorpha linum* K. in Swan-Lake lagoon (China). *Mar. Pollut. Bull.* 145, 611–623. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.022>

Yaakab, S.M., Lim, R.L.F., Lim, W.L., Todd, P.A., 2013. The diversity and distribution of Seagrass in Singapore. *Nat. Singapore* 6, 105–111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0078866>

CAPÍTULO II



CAPÍTULO II: Distribuição potencial de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Oceano Atlântico Ocidental

RESUMO

A distribuição potencial de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Oceano Atlântico ocidental foi acessada através de Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs), usando o algoritmo *MaxEnt*. Essa técnica consistiu no uso de correlações entre registros de ocorrência conhecida de *H. wrightii* e *H. decipiens*, os quais foram obtidos através de revisão sistemática de literatura e 12 variáveis preditoras, resultando na indicação de áreas adequadas para ocorrência das espécies com base em seu nicho. A área total de *H. wrightii* e *H. decipiens* calculada pelo modelo foi de 1.864.680,37 km², com amplitude de distribuição variando de 42°29'24.22" N a 42°30'42.67" S para *H. wrightii* e 35°21'4.72" N a 27°14'26.96" S para *H. decipiens* na costa Atlântica ocidental, apontando uma maior amplitude potencial do que a atualmente conhecida. Isso indica que ambas as espécies ainda possuem um alto potencial de expansão, assim como a possibilidade de suas ocorrências em áreas ainda não mapeadas. Apesar de algumas variáveis influenciarem fortemente a ocorrência de ambas as espécies (Temperatura superficial do mar, fosfato e distância do continente), diferenças espécie-específicas – como a diferença em relação ao requerimento de luz – pode restringir ou ampliar sua ocorrência em função da profundidade, como nos casos de *H. wrightii* e *H. decipiens*, respectivamente. Apesar das angiospermas marinhas formarem um grupo funcional com nicho específico, características espécie-específicas precisam ser consideradas na prospecção e manejo desses habitats. Na interpretação de modelos preditores, é fundamental levar em consideração outras características não mensuráveis dentro do modelo, como barreiras geográficas, dispersão, interações biológicas e fatores em fina escala.

ABSTRACT

The potential distribution of *Halodule wrightii* and *Halophila decipiens* in the western Atlantic Ocean was accessed through Species Distribution Models (SDMs), using the MaxEnt algorithm. This technique consisted of the use of correlations between records of known occurrence of *H. wrightii* and *H. decipiens*, which were obtained through a systematic literature review and 12 predictor variables, resulting in the indication of suitable areas for the species occurrence based on their niche. The total area of *H. wrightii* and *H. decipiens* calculated by the model was 1,864,680.37 km², with a distribution range ranging from 42°29'24.22" N to 42°30'42.67" S for *H. wrightii* and 35°21'4.72" N at 27°14'26.96" S for *H. decipiens* on the western Atlantic coast, pointing to a greater potential range than currently known. This indicates

that both species still have a high potential for expansion, as well as the possibility of their occurrence in areas not mapped. Although some variables strongly influence the occurrence of both species (Sea surface temperature, phosphate, and distance from the continent), species-specific differences – such as the difference in light requirement – can restrict or expand their occurrence in relation to depth, as in the cases of *H. wrightii* and *H. decipiens*, respectively. Although marine angiosperms form a functional group with a specific niche, species-specific characteristics need to be considered when prospecting and managing these habitats. When interpreting predictive models, it is essential to consider other unmeasurable characteristics within the model, such as geographic barriers, dispersion, biological interactions, and fine-scale factors.

1 Introdução

As pradarias marinhas estão entre os sistemas aquáticos mais produtivos do planeta, ocorrendo em regiões costeiras rasas e abrigadas (DUARTE *et al.*, 2008; SHORT *et al.*, 2016). Elas provêm uma alta variedade de serviços ecossistêmicos de importância biológica, física, química e socioeconômica, servindo como áreas de alimentação, reprodução e berçário para diversas espécies marinhas, incluindo espécies ameaçadas de extinção como o peixe-boi (*Trichechus manatus*) e a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) (ALLEN *et al.*, 2021; RODRIGUES *et al.*, 2021; RODRIGUEZ; HECK Jr.; 2020; VANDERKLIFT *et al.*, 2020); atuam na proteção da linha de costa, amenizando os impactos de ondas e tempestades (JAMES *et al.*, 2021); proporcionam a oxigenação da água pelas trocas gasosas e o enriquecimento do sedimento através da acreção de nutrientes e matéria orgânica (FOURQUREAN *et al.*, 2012; MAZARRASA *et al.*, 2021; OLSEN *et al.*, 2018) são um dos mais eficientes sumidouros naturais de carbono, atuando no sequestro de CO₂ atmosférico (BAÑOLAS *et al.*, 2020; MORITSCH *et al.*, 2021; ZOU *et al.*, 2021); além de aumentar expressivamente a produtividade pesqueira, constituindo um importante recurso econômico e de subsistência para as comunidades costeiras (JONES *et al.*, 2021; MCKENZIE *et al.*, 2021; NORDLUND *et al.*, 2018; QUIROS *et al.*, 2018).

Apesar da considerável provisão de serviços ecossistêmicos, as pradarias estão entre os ecossistemas mais ameaçados no planeta, registrando extensivas perdas globais em decorrência dos efeitos das mudanças climáticas e impactos antropogênicos (SHORT *et al.*, 2006; WAYCOTT *et al.*, 2009). A proteção desses ecossistemas depende, entre muitos fatores, do conhecimento a respeito da sua amplitude de distribuição, o que tem provocado um esforço

global para mapear a distribuição das pradarias marinhas nas últimas décadas (COFFER *et al.*, 2020; PATTY *et al.*, 2021; PU; BELL, 2016; ROELFSEMA *et al.*, 2009; SHORT *et al.*, 2003; WABINITZ *et al.*, 2008). Entretanto, ainda é reconhecida a necessidade do aumento da frequência e acurácia do mapeamento visando a boa representatividade desses ambientes (BITTNER *et al.*, 2020).

A ausência ou baixa qualidade dos registros georreferenciados em várias regiões, está entre os principais fatores que comprometem o mapeamento das pradarias marinhas (SHORT *et al.*, 2007). Mesmo quando registros geográficos estão disponíveis, amostras pontuais são pouco representativas da área geográfica total ocupada por uma ou mais espécies (JAYATHILAKE; COSTELLO, 2018). Na ausência do mapeamento *in situ* numa escala mais ampla, dados de ocorrência já existentes podem ser usados em Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs), com o propósito de prognosticar as áreas de ocorrência das espécies de interesse. Essa técnica tem sido eficiente e amplamente utilizada para predizer a distribuição de espécies marinhas e suas relações com as variáveis ambientais (BASHER *et al.*, 2014; SAEEDI *et al.*, 2016; VAZ *et al.*, 2008; YESSON *et al.*, 2012).

Nos MDEs, a presença ou abundância de uma espécie é correlacionada com informações ambientais relevantes para sua ocorrência, gerando, a partir dessa correlação, um mapa de probabilidade de ocorrência desta espécie em determinada área geográfica (ROBINSON *et al.*, 2017). Além do grau de adequabilidade ambiental à ocorrência das espécies, os MDEs também fornecem a importância de cada variável para o modelo, permitindo assim avaliar qual o conjunto de variáveis que compõem o nicho da espécie estudada. Isso permite, além da predição das distribuições, a análise das relações entre as espécies e fatores ambientais em largas escalas espaciais (ANDRADE *et al.*, 2020).

A seleção apropriada da extensão da área de estudo, respeitando as características e limites de distribuição das espécies de interesse, é fundamental para a criação de um bom modelo preditor (VALE *et al.*, 2014). Short *et al.* (2007) sugeriram um modelo biorregional de pradarias marinhas, o qual compartimentaliza os oceanos em seis biorregiões estabelecidas com base na assembleia de espécies, amplitudes de distribuição e influências tropicais e temperadas. Esse tipo de compartimentalização geográfica, considerando aspectos geocológicos do grupo de interesse é ideal para o embasamento da área de modelagem. A biorregião do Atlântico Tropical engloba a maior parte da costa atlântica das Américas e parte da costa do continente africano, possuindo maior riqueza de espécies no seu extremo ocidental (SHORT *et al.*, 2007).

A maior parte dos estudos realizados nesse domínio são concentrados nos mares caribenhos e Golfo do México, região que corresponde ao segundo maior *hotspot* de diversidade de angiospermas marinhas do mundo (UNEP-WCMC; SHORT, 2021). Registros de ocorrência e informações a respeito da riqueza, abundância e interações das pradarias marinhas com o meio, ainda são proporcionalmente limitadas à medida que se distancia desse *hotspot*, principalmente em direção ao hemisfério Sul.

Dentre as espécies de angiospermas marinhas que ocorrem nessa biorregião, *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* são ambas consideradas pioneiras na colonização de ambientes (KILMINSTER *et al.*, 2015), podendo ser encontradas coabitando em pradarias onde há sobreposição de sua distribuição (BREININGER *et al.*, 2016; CARNEIRO *et al.*, 2021; CAVALCANTE *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2020; TORRANO-SILVA *et al.*, 2019). *Halodule wrightii* possui uma ampla distribuição no Atlântico Tropical, com grande quantidade de registros no Golfo do México e mares caribenhos, estendendo sua distribuição ao Norte até a Carolina do Norte (EUA) e ao Sul, em Santa Catarina (BR) (UNEP-WCMC; SHORT, 2021). Esta é uma das espécies dominantes em águas atlânticas tropicais, podendo formar densos bancos monoespecíficos ou ocorrer em prados multiespecíficos (SHORT *et al.*, 2007). Já *H. decipiens* possui uma distribuição pantropical, com uma concentração de registros de ocorrência nos mares da Indonésia e Australásia, sendo registrada também ao longo da costa Atlântica ocidental (UNEP-WCMC; SHORT, 2021). Gorman *et al.* (2016, 2020) registraram recentemente a expansão de sua distribuição no Atlântico Sul, indicando que essa espécie ainda não ocupa todo seu habitat potencial neste compartimento.

O conhecimento a respeito da distribuição dessas espécies no Atlântico Tropical ainda é majoritariamente constituído por pontos de ocorrência, além das vastas áreas não mapeadas ou com informações insuficientes, o que subestima criticamente sua abundância nessas áreas (UNEP-WCMC; SHORT, 2021; MCKENZIE *et al.*, 2020). No atual cenário, em que as mudanças climáticas globais vêm causando alterações em larga escala na distribuição e funcionamento desses ambientes, conhecer o potencial de distribuição de espécies de angiospermas marinhas, assim como as variáveis ambientais que influenciam sua ocorrência, corresponde a uma ferramenta valiosa. Além da indicação de áreas de possível ocorrência, essa ferramenta pode ainda ser aplicada na identificação de áreas para transplante, aumentando a produtividade em benefício da comunidade biológica, favorecendo também a pesca comercial e de subsistência; além da identificação de locais favoráveis para a preparação de habitats para

soltura de megaherbívoros reabilitados e/ou como fonte de alimento para os cativos em reabilitação. Logo, o uso de MDEs pode significar um avanço categórico nos esforços de proteção, preservação e manejo desses habitats e espécies associadas, possibilitando a determinação de áreas prioritárias para conservação das pradarias marinhas e seus serviços ecossistêmicos associados.

1.1 Hipóteses

- I. Modelos de nicho são eficazes para a predição da distribuição de *H. wrightii* e *H. decipiens*;
- II. A amplitude de distribuição potencial de *H. wrightii* e *H. decipiens* é maior do que a amplitude registrada;
- III. A distribuição potencial de *H. wrightii* e *H. decipiens* se sobrepõe ao longo da costa Atlântica Tropical ocidental.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Mapear a distribuição potencial de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens*, buscando identificar as variáveis que contribuem com suas ocorrências no Atlântico Tropical ocidental.

1.2.2 Objetivos específicos

- I. Realizar o levantamento dos registros de ocorrência de *H. wrightii* e *H. decipiens* na costa atlântica tropical ocidental;
- II. Avaliar se modelos de nicho ecológico são eficazes na predição de *H. wrightii* e *H. decipiens*;
- III. Identificar quais variáveis ambientais contribuem para a ocorrência de *H. wrightii* e *H. decipiens* em uma escala biorregional;
- IV. Mapear a distribuição potencial de *H. wrightii* e *H. decipiens* no Atlântico Tropical, de acordo com a adequabilidade ambiental obtida através do modelo preditor.

2 Materiais e Métodos

2.1 Área de estudo

A área de modelagem (“background”) foi definida com base na ocorrência de *H. wrightii* e *H. decipiens* na biorregião do Atlântico Tropical, mas estendida para toda costa do atlântica das américas ([Figura II-1](#)), considerando assim as áreas acessíveis a essas duas

espécies em uma escala de tempo evolutiva. Nessa biorregião são registradas: *Halodule beaudettei*, e *Halophila stipulacea*, *Halophila baillonii*, *Halophila decipiens*, *Halophila engelmannii*, *Halophila johnsonii*, *Ruppia maritima*, *Syringodium filiforme*, *Thalassia testudinum* e *Halodule wrightii*, sendo estas três últimas as espécies dominantes (SHORT *et al.*, 2007). Essa região é caracterizada por águas predominantemente oligotróficas e sedimentos carbonáticos, com elevadas temperaturas, exposição a altos níveis de radiação UV e condições hipersalinas (SHORT *et al.*, 2007). A maior diversidade de espécies é registrada no Golfo do México e mares do Caribe, correspondendo a áreas altamente produtivas, sendo também as mais estudadas dentro desta biorregião.

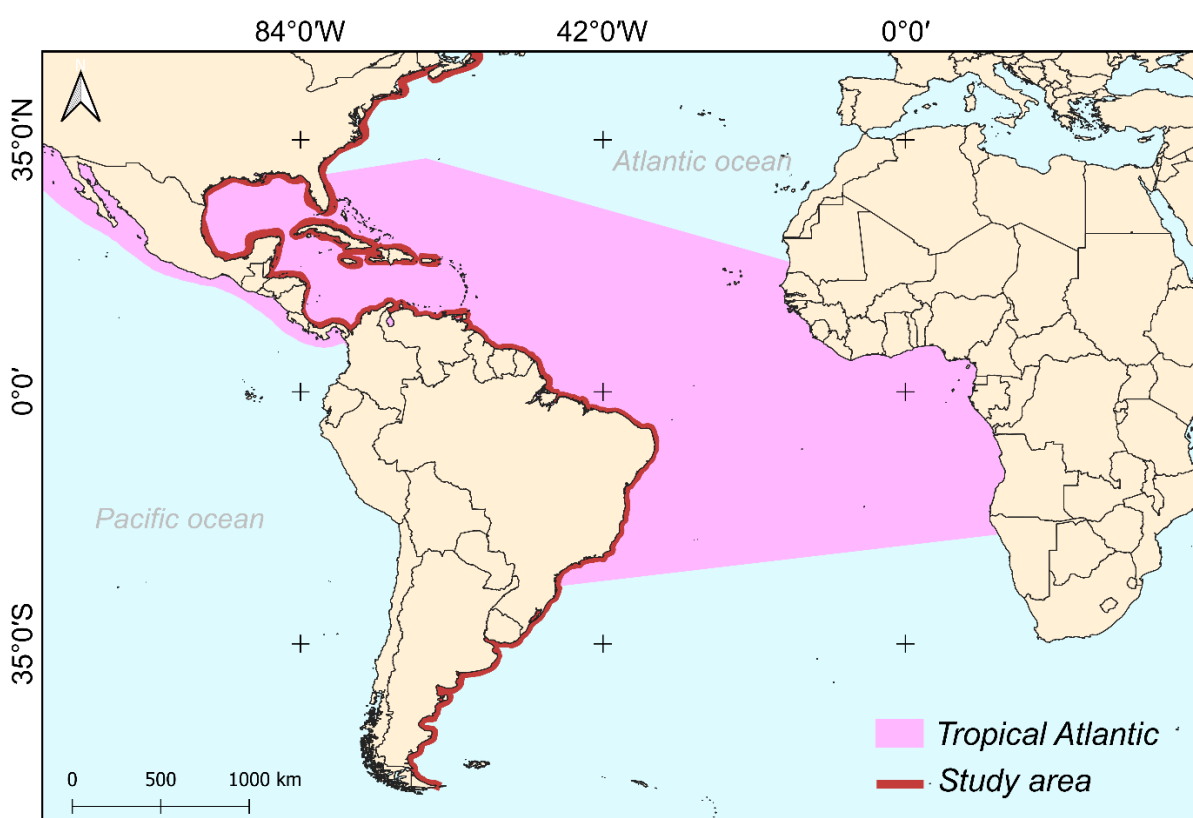


Figura II-1. Área de estudo (“background”) para os Modelos de Distribuição de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* na costa do Atlântico Tropical Ocidental, com indicação da biorregião do Atlântico Tropical, de acordo com o modelo biorregional de Short *et al.* (2007).

2.2 Registros de ocorrência de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens*

Por se tratar de um modelo preditor, é importante minimizar fatores que possam causar erros de omissão (omitir localidades em que há ocorrência verdadeira da espécie - falso negativo) ou de sobreprevisão (prever localidades adequadas para ocorrência, mas sem registro

verdadeiro da espécie - falso positivo). O uso de dados confiáveis tem efeito direto na performance do modelo, visto que dentre as principais causas de erro estão identificações erradas da espécie, erros de georreferenciamento/localização da ocorrência e registro da espécie fora do seu habitat usual (ROBINSON *et al.*, 2017).

Com o objetivo de diminuir a ocorrência destes erros e outliers, os pontos de ocorrência de *H. wrightii* e *H. decipiens* foram obtidos através de informações extraídas da literatura científica disponível em bases de dados indexadas, através de revisão sistemática de literatura seguindo o critério PRISMA-EcoEvo – *Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses in ecology and evolutionary biology* (O'Dea *et al.*, 2021).

A busca bibliográfica foi realizada nas bases ISI Web of Science (<https://webofknowledge.com>) e Science Direct (<http://sciencedirect.com>) utilizando os termos “*Halodule wrightii*” OR “*Halophila decipiens*” AND - cada um dos países com zona costeira inclusa no Atlântico Tropical. Para seleção da literatura, foram considerados os seguintes critérios de inclusão: I) conter a localização da pradaria ou banco em que pelo menos uma das duas espécies estudadas foi localizada e II) registro de ocorrência realizado nos últimos 30 anos (1990 – jan/2021), para evitar possíveis registros históricos (ocorrência não mais existente). Literatura cinza e publicações em idiomas diferentes do inglês foram excluídas nos critérios de busca.

De acordo com estes critérios, foram selecionados 183 artigos, dos quais os pontos de ocorrência foram extraídos a partir de coordenadas geográficas fornecidas no texto, tabelas, mapas georreferenciados e descrições referenciais. Para assegurar a qualidade da informação espacial, todos os pontos foram plotados no Google Earth Pro e conferidos individualmente, checando a precisão da informação. Dessa forma, foram excluídos das análises os pontos que se encontravam em terra - fora da zona costeira - ou em profundidades superiores a 1000 m pela impossibilidade de ocorrência das espécies nesses ambientes. Ao final desta etapa, foram obtidos 363 registros de ocorrência para *H. wrightii* e 48 registros para *H. decipiens* em todo Atlântico Ocidental ([Figura II-2](#)). A base de dados de ocorrências contém as seguintes informações para cada registro: coordenadas, estado/província, país, autores, ano de publicação e o DOI de cada artigo (*ver apêndice*).

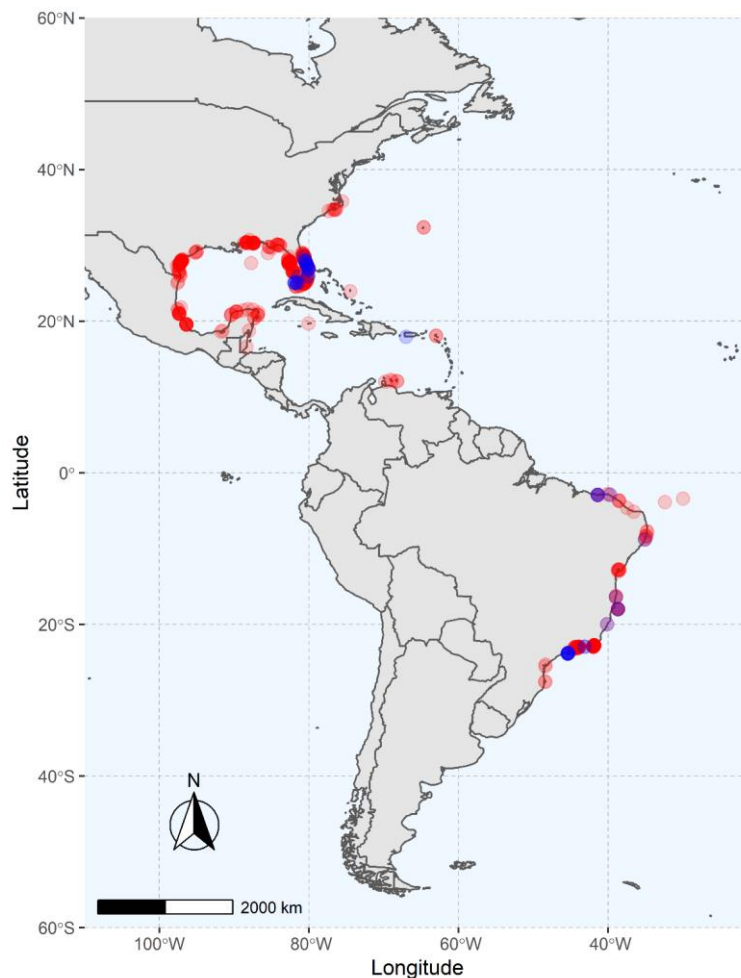


Figura II-2. Registros de ocorrência das espécies de angiospermas marinhas obtidos através de revisão sistemática de literatura, no Oceano Atlântico Ocidental. Pontos vermelhos: ocorrências de *Halodule wrightii*. Pontos azuis: ocorrências de *Halophila decipiens*. Pontos roxos correspondem à sobreposição das duas espécies.

2.3 Seleção dos dados ambientais

Estudos têm mostrado uma ampla gama de preditores que podem influenciar a distribuição de pradarias marinhas (BECA-CARRETERA *et al.*, 2020; HU *et al.*, 2021; JAYATHILAKE; COSTELLO, 2018), os quais embasaram a seleção de 12 variáveis iniciais: temperatura superficial do mar - média, temperatura superficial do mar – máxima, coeficiente de atenuação, profundidade, distância do continente, nitrato, fosfato, oxigênio dissolvido, pH, radiação fotossinteticamente ativa, salinidade e inclinação. Os dados foram obtidos no *Global Marine Environmental Datasets* – GMED (<http://gmed.auckland.ac.nz/>), no formato de camadas vetoriais de extensão global, as quais foram cortadas na extensão x = - 110 a - 21 e y = - 60 a - 60, para redução à área de *background*. As camadas também foram convertidas da

resolução padrão de 5 arc-minutos (0.083° ou 9.2 km por célula) a uma resolução de 30 arc-segundos (0.0083° ou 1 km por célula), correspondendo a uma maior resolução espacial.

Nos MDEs, ignorar a possível colinearidade entre variáveis preditoras corresponde a uma das principais falhas cometidas nesse tipo de estudo, podendo levar a erros de predição da distribuição e de interpretação da importância das variáveis (ROBINSON *et al.*, 2017). Portanto, as 12 variáveis preditoras foram submetidas a uma análise do coeficiente de correlação de Pearson, onde foram consideradas variáveis colineares aquelas com $r \geq 0.70$ entre si, sendo excluídas aquelas com um número excessivo de associações com outras variáveis. Finalmente, foram selecionados oito preditores: temperatura média superficial do mar (TSM), salinidade, pH, fosfato, coeficiente de atenuação da luz, inclinação, profundidade e distância do continente.

2.4 Modelos de Distribuição das Espécies (MDEs)

Alguns algoritmos de modelagem necessitam de dados de presença e ausência para serem executados. Quando indisponíveis, os dados de ausência podem ser estimados e distribuídos na área de modelagem seguindo critérios como distribuição aleatória ou considerando a distância dos pontos de presença. Neste estudo, pontos de pseudo-ausências foram distribuídos aleatoriamente fora da área favorável para ocorrência de *H. wrightii* e *H. decipiens*. A área favorável foi predita através de um modelo de envelopes bioclimáticos (BIOCLIM), o qual desenha um “envelope” no entorno de áreas com alta adequabilidade para ocorrência das espécies de interesse, com base nas características ambientais (BOOTH *et al.*, 2013). Portanto, os pontos de presença verdadeira (dados de ocorrência) ocorrem dentro da área favorável (envelope), enquanto os pontos de pseudo-ausência são distribuídos fora da área favorável, onde a probabilidade de ocorrência das espécies é baixa. Esse método é adequado para estudos com pradarias marinhas as quais possuem sua distribuição atrelada a requerimentos ambientais muito específicos.

Os modelos de distribuição de *H. wrightii* e *H. decipiens* foram criados a partir do *MaxEnt*, que corresponde a um algoritmo de aprendizado de máquina, o qual se baseia no princípio da máxima entropia. Esse algoritmo procura estimar a distribuição de probabilidade mais ampla possível, que seja compatível com os dados iniciais (PHILLIPS *et al.*, 2017). A validação da performance dos modelos foi realizada através do método de validação cruzada (“*k-fold*”), que consiste na subdivisão do conjunto total de dados (pontos de ocorrência) em *k* subconjuntos ($k = 10$), onde $k-1$ são utilizados para criar o modelo ($k = 9$) e o conjunto subtraído

é usado para o teste de validação ($k = 1$). O conjunto-teste é sobreposto ao modelo criado para verificar se os pontos de ocorrência verdadeira foram previstos pelo modelo. Esse processo é repetido k vezes alternando os conjuntos-teste e, ao final das iterações, a acurácia do modelo preditor é calculada.

A avaliação dos modelos criados foi feita através dos indicadores: Área Sob a Curva Operacional do Receptor (FIELDING; BELL, 1997), taxa de omissão de 10% (FIELDING; BELL, 1997), índice de Boyce (HIRZEL *et al.*, 2006) e Habilidade Estatística Verdadeira (ALLOUCHE *et al.*, 2006). A Área Sob a Curva Operacional do Receptor (AUC-ROC, “*Area Under the Curve of Receiver Operating Characteristic*”) confere uma medida de acurácia do modelo que varia de 0 a 1, onde valores entre 0 e 0.5 indicam um poder preditor equivalente a aleatório, enquanto valores entre 0.5 e 1 representam proporcionalmente a acurácia, sendo 1 considerado o “modelo perfeito” (FIELDING; BELL, 1997; PHILLIPS *et al.*, 2006). A taxa de omissão (OR, “*Omission Rate*”), corresponde a taxa de falsos negativos estimados pelo modelo, podendo variar de 0 a 100%, em que 10% é o limite adotado no presente estudo para ser considerado um bom modelo (ANDRADE *et al.*, 2020). O índice de Boyce e a Habilidade Estatística Verdadeira (TSS, “*True Skill Statistic*”) correspondem a medidas de avaliação de algoritmos, apresentando valores que variam de -1 a 1 , onde valores negativos ou próximos de zero indicam que o modelo não tem poder preditor diferente de aleatório e valores positivos e quanto mais próximos a 1 indicam a eficácia do modelo.

Dentre estes indicadores, o TSS é o único dependente de um valor de corte (“*threshold*”), o qual corresponde a um valor que separa áreas adequadas (1) e áreas inadequadas para ocorrência das espécies (0), ou seja: todos os pixels do mapa que apresentarem valores de TSS acima do valor de corte são consideradas áreas adequadas e todas as áreas que apresentarem TSS abaixo do valor de corte, são consideradas inadequadas (ALLOUCHE *et al.*, 2006). Dessa forma, os dados de ocorrência são binarizados permitindo a criação do polígono de distribuição potencial das espécies. O valor de corte foi determinado pelo valor mínimo predito através dos testes de validação (LPT – “*lowest presence threshold*”), considerando sua maior sensibilidade para modelos criados a partir de amostras pequenas (BEAN *et al.*, 2012; PHILLIPS *et al.*, 2006).

Todas as análises foram realizadas no R (R Core Team, 2017). O download dos artigos utilizados na revisão sistemática foi realizado através do pacote metagear (LAJEUNESSE, 2016). A manipulação e exploração dos dados espaciais e de ocorrência foi feita utilizando o

pacote tidyverse (WICKHAM *et al.*, 2019). Os MDEs foram criados utilizando o pacote ENMTML (ANDRADE *et al.*, 2020) e as análises espaciais e elaboração de mapas foram realizadas com os pacotes maptools (BIVAND; LEWIN-KOH, 2021), raster (HIJMANS, 2021), leaflet (CHENG *et al.*, 2021), rnatuarearth (SOUTH, 2017), sf (PEBESMA, 2018), ggplot2 (WICKHAM, 2016), ggspatial (DUNNINGTON, 2021), rworldmap (SOUTH, 2011), maps (BECKER *et al.*, 2018), terra (HIJMANS, 2021).

3 Resultados

O modelo final apresentou um alto poder preditor para ambas as espécies ([Tabela II-1](#)), calculando uma área de cobertura total de 1.864.680,37 km² considerando a ocorrência potencial das duas espécies sobrepostas na costa Atlântica Tropical Ocidental ([Figura II-3](#)). A área predita para *Halodule wrightii* foi de 1.163.503,60 km², com amplitude de ocorrência das latitudes 42°29'24.22" N a 42°30'42.67" S e de 701.176,76 km² de *Halophila decipiens*, das latitudes 35°21'4.72" N a 27°14'26.96" S ([Tabela II-2](#)). Dentro da escala adotada neste estudo, a amplitude de distribuição de *H. wrightii* e *H. decipiens* abrangeu praticamente toda a costa atlântica tropical, com maiores valores de adequabilidade no Golfo do México e mares caribenhos, diminuindo gradativamente em direção aos extremos da distribuição. *H. wrightii* apresentou uma distribuição potencial ao longo de praticamente toda a costa atlântica, com ocorrência associada a áreas mais rasas, enquanto *H. decipiens* mostrou menos áreas de potencial ocorrência, mas com maior amplitude de adequabilidade em relação à profundidade ([Figura II-4](#)).

Tabela II-4. Critérios de validação do modelo de distribuição de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Atlântico Ocidental. AUC – Área Sob a Curva Operacional do Receptor, TSS – Habilidade Estatística Verdadeira, OR – Taxa de Omissão, Boyce – Índice de Boyce.

Indicator	<i>H. wrightii</i>	<i>H. decipiens</i>
AUC	0.97 ± 0.05	0.91 ± 0.2
TSS	0.95 ± 0.1	0.91 ± 0.2
OR	0.04 ± 0.1	0.08 ± 0.2
Boyce	0.91 ± 0.2	1 ± 0

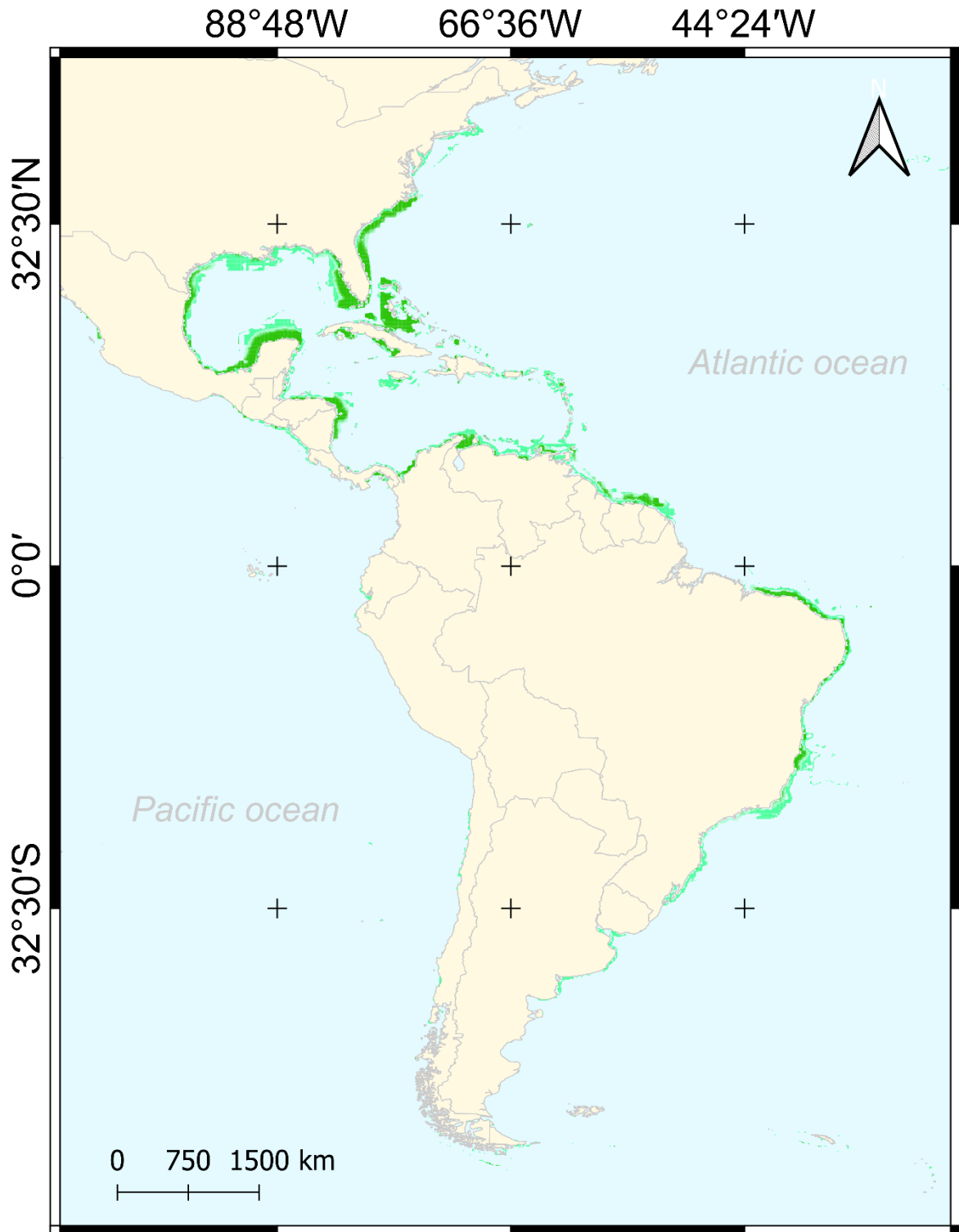


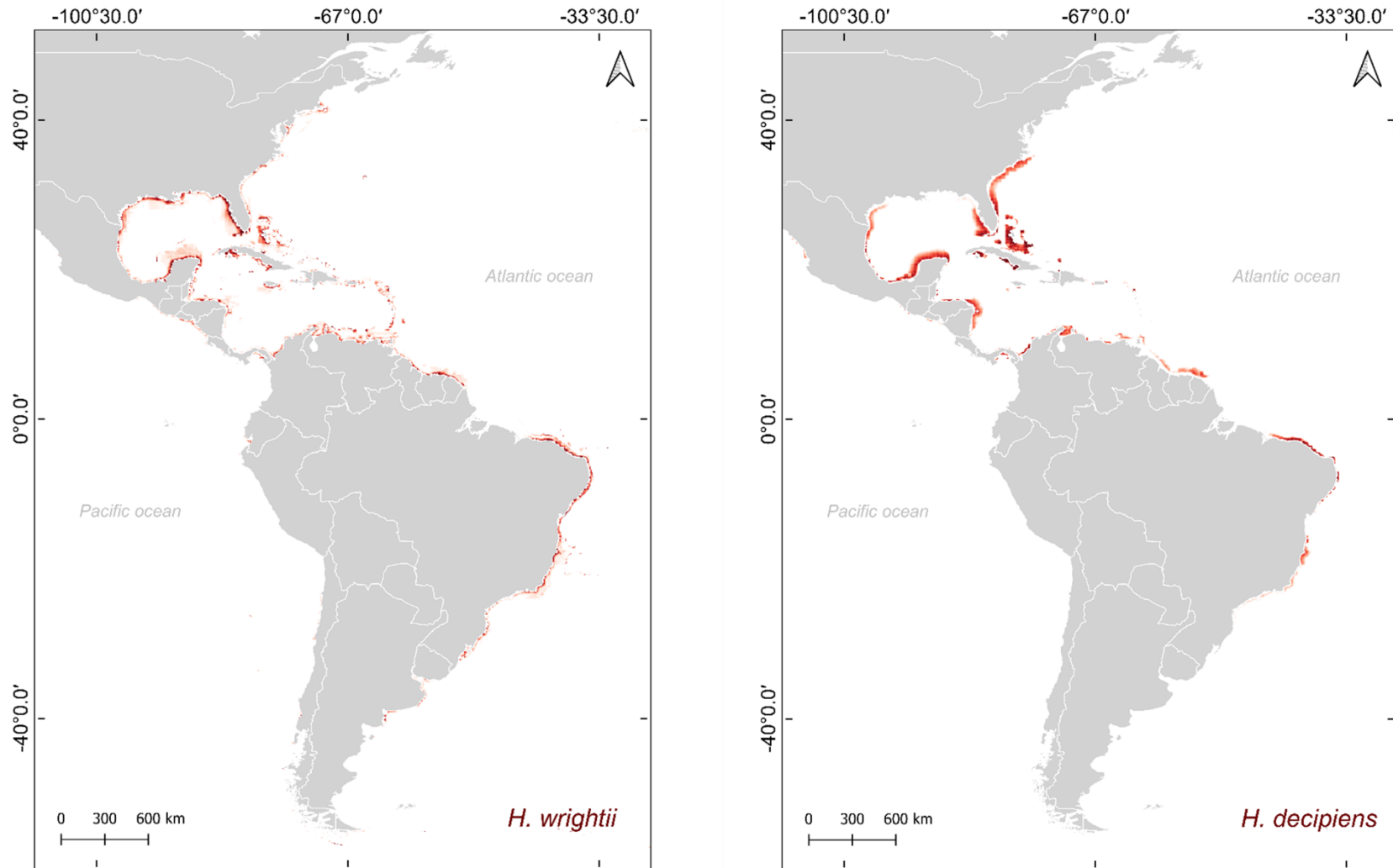
Figura II-3. Mapa da distribuição potencial total de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* obtidos através do modelo *MaxEnt*. Polígonos verdes indicam áreas adequadas para ocorrência das espécies, distribuídas em um gradiente de adequabilidade com cores mais fortes indicando maiores probabilidades de ocorrência.

Tabela II-5. Limites latitudinais de distribuição de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Atlântico ocidental considerando os resultados encontrados no presente estudo e no estudo utilizado como referência para mapeamento in situ (UNEP-WCMC; SHORT, 2021).

Source	<i>H. wrightii</i>		<i>H. decipiens</i>	
	North	South	North	South
Present study model	42°29'24.22"	42°30'42.67"	35°21'4.72"	27°14'26.96"
Present study review	35°47'53.15" ¹	27°34'47.00" ²	28°1'58.10" ³	23°49'53.25" ⁴
UNEP-WCMC; Short (2021)	34°43'5.05"	25°30'0.04"	28°4'12.75"	22°55'25.67"

¹ Blackmon; Eggleston (2001); ² Ferreira *et al.* (2017); ³ Virnstein; Hall., (2009); ⁴ Gorman *et al.* (2016).

Figura II-4. Mapas da distribuição potencial de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* obtidos através do modelo *MaxEnt*. Polígonos vermelhos indicam áreas adequadas para ocorrência das espécies, distribuídas em um gradiente de adequabilidade.



As variáveis preditoras que contribuíram majoritariamente para os modelos de distribuição de ambas as espécies foram temperatura superficial média, fosfato e distância do continente, com adição da profundidade para *H. decipiens* e coeficiente de atenuação para *H. wrightii* (Tabela II-3).

Tabela II-6. Contribuição relativa de cada variável ambiental utilizada nos modelos *MaxEnt* para *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens*. Valores destacados em azul apresentaram um valor acumulativo de 75% de contribuição no modelo para cada espécie. TSS (mean) – Temperatura Superficial do Mar – média.

Variable	Percent contribution	
	<i>H. wrightii</i>	<i>H. decipiens</i>
TSS (mean)	19.44	27.35
Phosphate	19.90	26.10
Depth	8.85	12.86
Land distance	13.90	12.43
Salinity	9.63	11.95
Slope	2.40	4.78
pH	1.95	1.13
Coefficient of attenuation	24.26	3.37

4 Discussão

Ainda que compartilhem um conjunto de requisitos específicos para o seu desenvolvimento formando um grande grupo ecológico, cada espécie de angiosperma marinha interage de maneira diferente com os fatores ambientais, necessitando de diferentes condições para seu estabelecimento. Os fatores que mais contribuíram para a explicação dos padrões de distribuição de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* na costa Atlântica Tropical foram a temperatura média da superfície do mar (TSM), fosfato e a distância do continente. O uso de dados de qualidade, ainda que conduza a um *n* relativamente reduzido, torna o uso de modelos de distribuição uma ferramenta poderosa para predição de áreas adequadas à ocorrência de espécies de angiospermas marinhas.

Os modelos *MaxEnt* feitos neste estudo, alcançaram uma alta acurácia para ambas as espécies, com bons valores em todos os indicadores utilizados. De acordo com a classificação de Hosmer e Lemeshow (2000), modelos com $AUC > 0.9$, como os alcançados neste estudo, são considerados excelentes preditores da distribuição das espécies. Entretanto, apesar de amplamente utilizado, autores têm concordado que apenas o valor de AUC não fornece uma medida de avaliação robusta o suficiente, pois tende a superestimar a performance do modelo (JIMÉNEZ-VALVERDE, 2012; LOBO *et al.*, 2008; SHABANI *et al.*, 2016), tornando ideal sua utilização em conjunto com outros métodos.

A medida de Habilidade Estatística Verdadeira (TSS) se baseia nas concordâncias e discordâncias entre as observações e predições e tem sido uma técnica amplamente utilizada como medida de acurácia e sensibilidade do modelo desde sua proposição por Allouche *et al.* (2006). Além do TSS, o índice de Boyce tem sido considerado uma medida adequada para modelos que utilizam dados de apenas presença (HIRZEL *et al.*, 2006). A análise combinada dessas técnicas de avaliação fornece um panorama robusto da qualidade e eficiência de um modelo preditor, significando que os modelos criados no presente estudo apresentaram, de fato, uma alta eficiência e potencial preditor da distribuição de *H. wrightii* e *H. decipiens* na costa atlântica tropical. Além disso, as taxas de omissão (OR) nos dois modelos foram muito baixas, indicando que, dos pontos modelados, menos de 1% correspondem a falsos negativos (acusar ausência em locais em que a espécie ocorre). Atualmente, são considerados bons preditores modelos com OR de até 10%, mas são aceitos erros de omissão de até 20%, se os demais índices estatísticos forem bons (GALANTE *et al.*, 2018; ROSE *et al.*, 2016).

Quando considerada a performance geral dos modelos, estudos anteriores realizados com modelagem de pradarias marinhas em escala regional, também encontraram resultados bastante satisfatórios, entretanto, os melhores modelos têm sido aqueles que consideram as espécies individualmente (BITTNER *et al.*, 2020; DOWNIE *et al.*, 2013; VALLE *et al.*, 2011) – em oposição aos que modelam as espécies como um único grupo (GRECH; COLES, 2010; JATAYLHIKE; COSTELLO, 2018). Apesar de constituírem um grupo ecológico formador de habitat, cada espécie de angiosperma marinha interage com o ambiente de uma maneira distinta, necessitando de diferentes condições para seu desenvolvimento (FOURQUREAN *et al.*, 2003). Essas diferenças espécie-específicas não devem ser ignoradas na criação de um modelo de distribuição agrupado, visto que isto pode diminuir sua acurácia. Hu *et al.* (2021), modelando a distribuição potencial de duas linhagens genéticas dentro de uma mesma população de *Talassia hemprichii* (Ehrenberg) Ascherson em um cenário de mudanças climáticas,

verificaram que até mesmo a variação genética intraespecífica pode interferir nos modelos preditores de distribuição.

Além da escala taxonômica a ser utilizada, a escala geográfica dos estudos também é um fator que deve ser cuidadosamente considerado. Jayathilake e Costello (2018), buscando a distribuição global das pradarias marinhas, testaram modelos utilizando tanto as espécies individualmente, quanto agrupando a nível de gênero e família. Em nenhum dos cenários, os modelos gerados foram eficientes, devido à grande variabilidade de nichos e a desconsideração das limitações geográficas da distribuição. Os MDEs se ancoram na Teoria de Nicho, a qual postula que as espécies possuem demandas ecológicas diferenciadas, determinando que o nicho é o principal fator na estruturação das comunidades biológicas (HUTCHINSON, 1957). Entretanto, a Teoria Neutra (HUBBEL, 2006) anula o papel do nicho ao considerar que todas as espécies são ecologicamente equivalentes, onde a dispersão ganha grande destaque como um dos principais fatores que contribuem para os padrões de distribuição (HARPOLE, 2010). As duas teorias são frequentemente tratadas como explicações mutuamente excludentes para padrões biológicos, o que pode estar obscurecendo o fato de que tanto processos de nicho, quanto neutros podem influenciar simultaneamente a dinâmica das espécies (ADLER *et al.*, 2007). Logo, para gerar bons MDEs, a escolha da área de modelagem deve levar em consideração características ecológicas e biogeográficas da espécie de interesse. A alta eficiência dos modelos gerados apontou que a escala biorregional adotada no presente estudo apresentou-se como um limite geográfico bastante adequado para a modelagem de angiospermas marinhas, considerando a heterogeneidade de condições ambientais e a conectividade entre as áreas incluídas.

Os modelos gerados indicam uma distribuição potencial ampla ao longo de toda costa atlântica ocidental para ambas as espécies, sendo que *H. wrightii* apresentou uma maior amplitude de habitats adequados em relação à sua distribuição latitudinal. Isto é compatível com os registros de literatura, os quais mostram um maior número de ocorrências registradas de *H. wrightii* em relação a *H. decipiens* (UNEP-WCMC; SHORT, 2021). O modelo calculou uma área de cobertura de *H. decipiens* maior do que a área conhecida, valendo reiterar que a área de distribuição potencial indica áreas que possuem características ambientais adequadas à ocorrência da espécie, as quais não necessariamente corresponderão a distribuição real e/ou atual. Outros fatores - biológicos e locais - podem interferir no estabelecimento e desenvolvimento das espécies, os quais não são considerados no modelo. Contudo, é possível que *H. decipiens*, de fato, possua uma distribuição maior do que a registrada para essa área,

considerando a possibilidade de ocorrência em áreas mais profundas, que são menos acessíveis e a ausência de estudos de mapeamento e registros de pradarias em muitas dessas áreas ao longo da costa.

Os gêneros *Halodule* e *Halophila* são considerados colonizadores, possuindo baixa resistência fisiológica a distúrbios, mas com rápida recuperação, podendo ambos atuarem como pioneiros no processo sucessional (KILMINSTER *et al.*, 2015). Entretanto, *Halodule* também é classificada como oportunista, por possuir características que permitem que suas populações permaneçam relativamente estáveis a longo prazo (KILMINSTER *et al.*, 2015). Embora as espécies *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* possam ser encontradas formando bancos ou prados multiespecíficos, elas possuem diferentes demandas ecológicas, as quais podem variar de acordo com a escala espacial analisada. Nogueira *et al. in prep.*, verificou que dentro de uma mesma pradaria essas duas espécies interagem com os fatores ambientais de maneira distinta, mostrando que a exposição à dessecação/incidência luminosa e, até mesmo, diferenças pontuais na granulometria do sedimento podem ser determinantes para a ocorrência e abundância das duas espécies. Outros estudos também têm mostrado relações espécie-específicas na coocorrência de *H. wrightii* e *H. decipiens*, sendo a quantidade de luz uma das principais divergências entre as demandas fisiológicas dessas duas espécies. *H. decipiens* está entre as espécies de angiospermas marinhas com menor requerimento de luz (COLLIER *et al.*, 2016), o que possibilita sua ocorrência em maiores profundidades. Já *H. wrightii*, necessita de uma maior incidência luminosa, restringindo sua ocorrência a águas mais rasas (KENWORTHY; FONSECA, 1996), o que torna o coeficiente de atenuação uma variável determinante para ocorrência dessa espécie. Quanto maior o CA, maior a extinção da luz ao atravessar a coluna d'água, portanto, menor disponibilidade de luz próximo ao substrato.

A luminosidade geralmente é considerada o principal fator regulador do crescimento das angiospermas marinhas, contudo, nutrientes - como o fósforo - são criticamente importantes para a eficiência dos processos metabólicos das plantas, como transferência de energia, fotossíntese, respiração, regulação enzimática e na síntese de membranas e ácidos nucleicos (RAGHOTHAMA, 1999; TOUCHETTE; BURKHOLDER, 2000). Nas angiospermas marinhas, o fósforo é absorvido principalmente pelas raízes e rizomas (MCROY *et al.*, 1972), o que torna a disponibilidade de P na água intersticial essencial para o desenvolvimento ótimo das pradarias. Isso poderia corresponder a uma limitação para seu crescimento em regiões tropicais, por exemplo, pois devido à alta fixação do fósforo em sedimentos carbonáticos (predominantes nessas regiões), há uma consequente redução da disponibilidade de fósforo

livre disponível para a planta (FOURQUIREAN *et al.*, 1992; JENSEN *et al.*, 1998; NIELSEN *et al.*, 2007). Entretanto, espécies tropicais, como *Halodule* spp. e *Halophila* spp., parecem ter desenvolvido mecanismos próprios de aquisição de fósforo para suprir suas demandas nutricionais, permitindo o desenvolvimento de pradarias altamente produtivas, apesar da ocorrência em ambientes oligotróficos (BRODERSEN *et al.*, 2017). Neste contexto, o fosfato se mostrou uma das variáveis mais relevantes para ocorrência de *H. wrightii* e *H. decipiens* dentro do modelo gerado no presente estudo, correspondendo ao esperado considerando sua importância, a fisiologia e o ciclo de vida destas espécies. Apesar de sua relevância comprovada, estudos que investiguem mais profundamente as relações entre os nutrientes e angiospermas marinhas ainda são insuficientes.

Assim como o fosfato, a temperatura superficial do mar – média (TSM) está entre as variáveis com maior contribuição dentro dos MDEs gerados para ambas as espécies. Estudos com modelagem de diferentes espécies de angiospermas marinhas, em diferentes locais e escalas têm indicado a temperatura como principal ou entre as principais variáveis preditoras da distribuição deste grupo (JAYATHILAKE; COSTELLO, 2018; HU *et al.*, 2021; BECCARRETERO *et al.*, 2020). De fato, estudos experimentais e de campo apontam a temperatura como o principal fator regulador do crescimento das angiospermas marinhas, afetando a fotossíntese, disponibilidade e assimilação de nutrientes, senescência das folhas, respiração, fotorrespiração entre outros processos fisiológicos diretos e indiretos (COLLIER; WAYCOTT, 2014; LEE *et al.*, 2007; PEDERSEN *et al.*, 2016; RASMUSSEN *et al.*, 2020). As pradarias ocorrem em temperaturas que variam de 0° a 45°C, porém, a temperatura ótima para manutenção dos processos fisiológicos pode variar em um gradiente latitudinal, onde espécies tropicais apresentam maiores limiares (27 - 33°C) do que espécies temperadas (21 - 32°C) (LEE *et al.*, 2007). Variações fora deste limiar ótimo causam estresse térmico, ocasionando rápida perda de eficiência fotossintética, conferindo às pradarias uma certa sensibilidade a essas variações (COLLIER; WAYCOTT, 2014).

De maneira geral, espécies dos gêneros *Halodule* e *Halophila* possuem uma alta capacidade de aclimação a variações térmicas, a qual pode variar entre populações em um gradiente latitudinal (COLLIER *et al.*, 2016; NGUYEN *et al.*, 2020). Koch *et al.* (2007) verificaram que *H. wrightii* mantém sua produtividade e eficiência fotossintética em temperaturas de até 34-35°C, o que indica um limiar de tolerância térmica ainda maior do que de outras espécies tropicais. *H. decipiens* é considerada a única espécie de angiosperma marinha realmente pantropical, distribuindo-se em sistemas tropicais e subtropicais, com limites de

distribuição nas zonas temperadas (SHORT *et al.*, 2007), indicando uma alta amplitude de tolerância a diferentes temperaturas. Em conjunto com as demais características de sua história de vida, essas espécies têm um alto potencial de colonização e desenvolvimento, o que pode acabar favorecendo sua expansão em contrapartida à supressão de outras espécies menos plásticas.

Os mapas de distribuição modelados no presente estudo evidenciam a quantidade de habitats adequados à ocorrência das duas espécies, chamando uma atenção especial à distribuição potencial de *H. decipiens*. Essa espécie tem como característica sua ocorrência em maiores profundidades, entretanto, sua baixa exigência em relação à luz permite que ocupe áreas com maior turbidez, além de coabitar com espécies formadoras de dossel, as quais podem causar limitação na quantidade de luz que chega ao fundo (NOGUEIRA *et al.*, *em prep.*). A quantidade de áreas rasas adequadas à ocorrência dessa espécie em que não há registro de sua ocorrência, indica que fatores além do nicho, como interações biológicas, podem estar interferindo nos padrões de ocupação das espécies. Nesse contexto, variações ambientais podem ser danosas a espécies menos resistentes, oferecendo vantagem competitiva a espécies mais tolerantes. O aumento da temperatura dos oceanos, por exemplo, pode favorecer a expansão de espécies de pequeno porte e rápido crescimento, causando o processo de tropicalização de pradarias temperadas (GEORGIU *et al.*, 2016; HYNDES *et al.*, 2016; NGUYEN *et al.*, 2020). Este processo consiste na transição de comunidades com predominância de espécies maiores, de crescimento lento e ciclo de vida longo por uma comunidade dominada por espécies menores, de rápido crescimento e ciclo de vida curto. Além de causar consequências irreversíveis ao equilíbrio dos sistemas biológicos e a diminuição significativa das reservas de carbono, a tropicalização pode diminuir criticamente a proteção costeira em regiões temperadas ameaçadas por ondas e tempestades, a qual depende majoritariamente de espécies de maior porte (NGUYEN *et al.*, 2021).

5. Conclusão

O uso de modelagem para predição de habitats adequados para ocorrência de pradarias marinhas, não substitui o mapeamento *in situ*, mas corresponde a uma ferramenta acessível e eficiente na obtenção de informações a respeito não só dos padrões de distribuição, como também na predição e interpretação das variáveis que compõem o nicho das espécies. Os MDEs indicaram tanto que ainda há um grande potencial de expansão da distribuição de *H. wrightii* e *H. decipiens* na costa Atlântica Tropical, quanto para a possibilidade de áreas em que suas

ocorrências ainda sejam desconhecidas. O potencial de ocupação dessas duas espécies tropicais nas áreas subtropicais e temperadas, alerta para um processo iminente de tropicalização das pradarias dessas regiões, em resposta as alterações climáticas globais. Mesmo as angiospermas marinhas compondo um grupo funcional com nicho bastante específico, características espécie-específicas precisam ser consideradas na prospecção e manejo desses habitats. Tanto na elaboração, quanto na interpretação de modelos preditores, é fundamental levar em consideração outras características não mensuráveis dentro do modelo, como barreiras geográficas, dispersão, interações biológicas e fatores em fina escala. Estudos que integrem os diferentes processos (neutros e determinísticos) que possam atuar na estruturação dos padrões de distribuição das pradarias de angiospermas marinhas são necessários.

Referências

- ADLER, Peter B.; HILLERISLAMBERS, Janneke; LEVINE, Jonathan M. A niche for neutrality. **Ecology Letters**, v. 10, n. 2, p. 95–104, fev. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00996.x>.
- ALLOUCHE, Omri; TSOAR, Asaf; KADMON, Ronen. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS): Assessing the accuracy of distribution models. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223–1232, 12 set. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>.
- ANDRADE, André Felipe Alves de; VELAZCO, Santiago José Elías; DE MARCO JÚNIOR, Paulo. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, p. 104615, mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>.
- ANDRADE, André Felipe Alves de; VELAZCO, Santiago José Elías; DE MARCO JÚNIOR, Paulo. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, p. 104615, mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>.
- BAÑOLAS, G.; FERNÁNDEZ, S.; ESPINO, F.; HAROUN, R.; TUYA, F. Evaluation of carbon sinks by the seagrass *Cymodocea nodosa* at an oceanic island: Spatial variation and economic valuation. **Ocean & Coastal Management**, v. 187, p. 105112, abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105112>.
- BASHER, Zeenatul; BOWDEN, David A.; COSTELLO, Mark J. Diversity and Distribution of Deep-Sea Shrimps in the Ross Sea Region of Antarctica. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, p. e103195, 22 jul. 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103195>.
- BEAN, William T.; STAFFORD, Robert; BRASHARES, Justin S. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. **Ecography**, v. 35, n. 3, p. 250–258, mar. 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06545.x>.

BECA-CARRETERO, Pedro; TEICHBERG, Mirta; WINTERS, Gidon; PROCACCINI, Gabriele; REUTER, Hauke. Projected Rapid Habitat Expansion of Tropical Seagrass Species in the Mediterranean Sea as Climate Change Progresses. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 555376, 16 nov. 2020. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.555376>.

BITTNER, Rachel E.; ROESLER, Elizabeth L.; BARNES, Matthew A. Using species distribution models to guide seagrass management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 240, p. 106790, ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106790>.

BOOTH, Trevor H.; NIX, Henry A.; BUSBY, John R.; HUTCHINSON, Michael F. BIOCLIM : the first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MAXENT studies. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 1, p. 1–9, jan. 2014. <https://doi.org/10.1111/ddi.12144>.

BREININGER, David R.; BREININGER, Robert D.; HALL, Carlton R. Effects of surrounding land use and water depth on seagrass dynamics relative to a catastrophic algal bloom: Multistate Seagrass Dynamics. **Conservation Biology**, v. 31, n. 1, p. 67–75, fev. 2017. <https://doi.org/10.1111/cobi.12791>.

BRODERSEN, Kasper Elgetti; KOREN, Klaus; MOSSHAMMER, Maria; RALPH, Peter J.; KÜHL, Michael; SANTNER, Jakob. Seagrass-Mediated Phosphorus and Iron Solubilization in Tropical Sediments. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 24, p. 14155–14163, 19 dez. 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03878>.

CHASE, JONATHAN M. Ecological Niche Theory. In: *The Theory of Ecology*, edited by Samuel M. Scheiner and Michael R. Willig, Chicago: University of Chicago Press, 2011, pp. 93-108. <https://doi.org/10.7208/9780226736877-006>.

COFFER, Megan M.; SCHAEFFER, Blake A.; ZIMMERMAN, Richard C.; HILL, Victoria; LI, Jiang; ISLAM, Kazi A.; WHITMAN, Peter J. Performance across WorldView-2 and RapidEye for reproducible seagrass mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 250, p. 112036, dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112036>.

COLLIER, C.J.; ADAMS, M.P.; LANGLOIS, L.; WAYCOTT, M.; O'BRIEN, K.R.; MAXWELL, P.S.; MCKENZIE, L. Thresholds for morphological response to light reduction for four tropical seagrass species. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 358–366, ago. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.050>.

COLLIER, C.J.; WAYCOTT, M. Temperature extremes reduce seagrass growth and induce mortality. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 2, p. 483–490, jun. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.050>.

COSTA, Ana Cecília Pinho; GARCIA, Tatiane Martins; PAIVA, Bárbara Pereira; XIMENES NETO, Antônio Rodrigues; SOARES, Marcelo de Oliveira. Seagrass and rhodolith beds are important seascapes for the development of fish eggs and larvae in tropical coastal areas. **Marine Environmental Research**, v. 161, p. 105064, out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105064>.

DOWNIE, Anna-Leena; VON NUMERS, Mikael; BOSTRÖM, Christoffer. Influence of model selection on the predicted distribution of the seagrass *Zostera marina*. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 121–122, p. 8–19, abr. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.12.020>.

FIELDING, Alan H.; BELL, John F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38–49, mar. 1997. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>.

FONSECA, Ms; KENWORTHY, Wj; COURTNEY, Fx. Development of planted seagrass beds in Tampa Bay, Florida, USA. I. Plant components. **Marine Ecology Progress Series**, v. 132, p. 127–139, 1996. <https://doi.org/10.3354/meps132127>.

FOURQUREAN, James W.; BOYER, Joseph N.; DURAKO, Michael J.; HEFTY, Lee N.; PETERSON, Bradley J. FORECASTING RESPONSES OF SEAGRASS DISTRIBUTIONS TO CHANGING WATER QUALITY USING MONITORING DATA. **Ecological Applications**, v. 13, n. 2, p. 474–489, abr. 2003. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0474:FROSDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0474:FROSDT]2.0.CO;2).

FOURQUREAN, James W.; KENDRICK, Gary A.; COLLINS, Laurel S.; CHAMBERS, Randolph M.; VANDERKLIFT, Mathew A. Carbon, nitrogen and phosphorus storage in subtropical seagrass meadows: examples from Florida Bay and Shark Bay. **Marine and Freshwater Research**, v. 63, n. 11, p. 967, 2012. <https://doi.org/10.1071/MF12101>.

FOURQUREAN, James W.; ZIEMAN, Joseph C.; POWELL, George V. N. Phosphorus limitation of primary production in Florida Bay: Evidence from C:N:P ratios of the dominant seagrass *Thalassia testudinum*. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 1, p. 162–171, jan. 1992. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.1.0162>.

GALANTE, Peter J.; ALADE, Babatunde; MUSCARELLA, Robert; JANSÁ, Sharon A.; GOODMAN, Steven M.; ANDERSON, Robert P. The challenge of modeling niches and distributions for data-poor species: a comprehensive approach to model complexity. **Ecography**, v. 41, n. 5, p. 726–736, maio 2018. <https://doi.org/10.1111/ecog.02909>.

GEORGIU, D; ALEXANDRE, A; LUIS, J; SANTOS, R. Temperature is not a limiting factor for the expansion of *Halophila stipulacea* throughout the Mediterranean Sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 544, p. 159–167, 18 fev. 2016. <https://doi.org/10.3354/meps11582>.

GORMAN, Daniel; PAVONE, Carla B.; FLORES, Augusto A.V. Changes to the structure of tropical seagrass meadows (*Halophila decipiens*) in the warm-temperate waters of the southwest Atlantic. **Aquatic Botany**, v. 161, p. 103174, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103174>.

GORMAN, Daniel; TURRA, Alexander; BERGSTROM, Ellie R.; HORTA, Paulo A. Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). **Aquatic Botany**, v. 132, p. 30–36, jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.04.002>.

GRECH, A.; COLES, R. G. An ecosystem-scale predictive model of coastal seagrass distribution. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 20, n. 4, p. 437–444, 22 mar. 2010. <https://doi.org/10.1002/aqc.1107>.

HARPOLE, W. Neutral Theory of Species Diversity. **Nature Education Knowledge** 3(10):60, 2010.

HIRZEL, Alexandre H.; LE LAY, Gwenaëlle; HELFER, Véronique; RANDIN, Christophe; GUISSAN, Antoine. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species

presences. **Ecological Modelling**, v. 199, n. 2, p. 142–152, nov. 2006.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017>.

HOSMER, David W.; LEMESHOW, Stanley. **Applied Logistic Regression: Hosmer/Applied Logistic Regression**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2000. DOI 10.1002/0471722146. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/0471722146>. Acesso em: 23 out. 2021.

HU, Zi-Min; ZHANG, Quan-Sheng; ZHANG, Jie; KASS, Jamie M.; MAMMOLA, Stefano; FRESIA, Pablo; DRAISMA, Stefano G. A.; ASSIS, Jorge; JUETERBOCK, Alexander; YOKOTA, Masashi; ZHANG, Zhixin. Intraspecific genetic variation matters when predicting seagrass distribution under climate change. **Molecular Ecology**, v. 30, n. 15, p. 3840–3855, ago. 2021a. <https://doi.org/10.1111/mec.15996>.

HUBBELL, Stephen P. NEUTRAL THEORY AND THE EVOLUTION OF ECOLOGICAL EQUIVALENCE. **Ecology**, v. 87, n. 6, p. 1387–1398, jun. 2006.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1387:NTATEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1387:NTATEO]2.0.CO;2).

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, n. 0, p. 415–427, 1 jan. 1957.
<https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>.

HYNDES, Glenn A.; HECK, Kenneth L.; VERGÉS, Adriana; HARVEY, Euan S.; KENDRICK, Gary A.; LAVERY, Paul S.; MCMAHON, Kathryn; ORTH, Robert J.; PEARCE, Alan; VANDERKLIFT, Mathew; WERNBERG, Thomas; WHITING, Scott; WILSON, Shaun. Accelerating Tropicalization and the Transformation of Temperate Seagrass Meadows. **BioScience**, v. 66, n. 11, p. 938–948, 1 nov. 2016.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biw111>.

JAMES, R. K.; LYNCH, A.; HERMAN, P. M. J.; VAN KATWIJK, M. M.; VAN TUSSENBROEK, B. I.; DIJKSTRA, H. A.; VAN WESTEN, R. M.; VAN DER BOOG, C. G.; KLEES, R.; PIETRZAK, J. D.; SLOBBE, C.; BOUMA, T. J. Tropical Biogeomorphic Seagrass Landscapes for Coastal Protection: Persistence and Wave Attenuation During Major Storms Events. **Ecosystems**, v. 24, n. 2, p. 301–318, mar. 2021.
<https://doi.org/10.1007/s10021-020-00519-2>.

JAYATHILAKE, Dinusha R.M.; COSTELLO, Mark J. A modelled global distribution of the seagrass biome. **Biological Conservation**, v. 226, p. 120–126, out. 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.009>.

JENSEN, Henning Skovgaard; MCGLATHERY, Karen J.; MARINO, Roxanne; HOWARTH, Robert W. Forms and availability of sediment phosphorus in carbonate sand of Bermuda seagrass beds. **Limnology and Oceanography**, v. 43, n. 5, p. 799–810, jul. 1998.
<https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.5.0799>.

JIMÉNEZ-VALVERDE, Alberto. Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling: Insights into the AUC. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 4, p. 498–507, abr. 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00683.x>.

JONES, Benjamin L.; NORDLUND, Lina M.; UNSWORTH, Richard K. F.; JIDDAWI, Narriman S.; EKLÖF, Johan S. Seagrass Structural Traits Drive Fish Assemblages in Small-

Scale Fisheries. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 640528, 12 abr. 2021.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.640528>.

KILMINSTER, Kieryn; MCMAHON, Kathryn; WAYCOTT, Michelle; KENDRICK, Gary A.; SCANES, Peter; MCKENZIE, Len; O'BRIEN, Katherine R.; LYONS, Mitchell; FERGUSON, Angus; MAXWELL, Paul; GLASBY, Tim; UDY, James. Unravelling complexity in seagrass systems for management: Australia as a microcosm. **Science of The Total Environment**, v. 534, p. 97–109, nov. 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.061>.

KILMINSTER, Kieryn; MCMAHON, Kathryn; WAYCOTT, Michelle; KENDRICK, Gary A.; SCANES, Peter; MCKENZIE, Len; O'BRIEN, Katherine R.; LYONS, Mitchell; FERGUSON, Angus; MAXWELL, Paul; GLASBY, Tim; UDY, James. Unravelling complexity in seagrass systems for management: Australia as a microcosm. **Science of The Total Environment**, v. 534, p. 97–109, nov. 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.061>.

KOCH, M.S.; SCHOPMEYER, S.; KYHN-HANSEN, C.; MADDEN, C.J. Synergistic effects of high temperature and sulfide on tropical seagrass. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 341, n. 1, p. 91–101, fev. 2007.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.004>.

LAJEUNESSE, Marc J. Facilitating systematic reviews, data extraction and meta-analysis with the METAGEAR package for R. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 3, p. 323–330, mar. 2016. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12472>.

LEE, Kun-Seop; PARK, Sang Rul; KIM, Young Kyun. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1–2, p. 144–175, nov. 2007.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.016>.

LOBO, Jorge M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, Alberto; REAL, Raimundo. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 2, p. 145–151, mar. 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>.

MAZARRASA, Inés; LAVERY, Paul; DUARTE, Carlos M.; LAFRATTA, Anna; LOVELOCK, Catherine E.; MACREADIE, Peter I.; SAMPER-VILLARREAL, Jimena; SALINAS, Cristian; SANDERS, Christian J.; TREVATHAN-TACKETT, Stacey; YOUNG, Mary; STEVEN, Andy; SERRANO, Oscar. Factors Determining Seagrass Blue Carbon Across Bioregions and Geomorphologies. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 35, n. 6, jun. 2021. DOI 10.1029/2021GB006935. Disponível em:
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2021GB006935>. Acesso em: 27 out. 2021.

MCKENZIE, Len J.; YOSHIDA, Rudi L.; AINI, John W.; ANDRÉFOUET, Serge; COLIN, Patrick L.; CULLEN-UNSWORTH, Leanne C.; HUGHES, Alec T.; PAYRI, Claude E.; ROTA, Manibua; SHAW, Christina; TSUDA, Roy T.; VUKI, Veikila C.; UNSWORTH, Richard K.F. Seagrass ecosystem contributions to people's quality of life in the Pacific Island Countries and Territories. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112307, jun. 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112307>.

MCROY, C. Peter; BARSDATE, Robert J.; NEBERT, Mary. PHOSPHORUS CYCLING IN AN EELGRASS (*ZOSTERA MARINA* L.) ECOSYSTEM1: PHOSPHORUS IN EELGRASS.

Limnology and Oceanography, v. 17, n. 1, p. 58–67, jan. 1972.
<https://doi.org/10.4319/lo.1972.17.1.0058>.

MORITSCH, Monica M.; YOUNG, Mary; CARNELL, Paul; MACREADIE, Peter I.; LOVELOCK, Catherine; NICHOLSON, Emily; RAIMONDI, Peter T.; WEDDING, Lisa M.; IERODIACONOU, Daniel. Estimating blue carbon sequestration under coastal management scenarios. **Science of The Total Environment**, v. 777, p. 145962, jul. 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145962>.

NGUYEN, Hung Manh; RALPH, Peter J.; MARÍN-GUIRAO, Lázaro; PERNICE, Mathieu; PROCACCINI, Gabriele. Seagrasses in an era of ocean warming: a review. **Biological Reviews**, v. 96, n. 5, p. 2009–2030, out. 2021. <https://doi.org/10.1111/brv.12736>.

NGUYEN, Hung Manh; YADAV, Narendra Singh; BARAK, Simon; LIMA, Fernando P.; SAPIR, Yuval; WINTERS, Gidon. Responses of Invasive and Native Populations of the Seagrass *Halophila stipulacea* to Simulated Climate Change. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 812, 10 jan. 2020. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00812>.

NIELSEN, Ole I.; KOCH, Marguerite S.; MADDEN, Christopher J. Inorganic phosphorus uptake in a carbonate-dominated seagrass ecosystem. **Estuaries and Coasts**, v. 30, n. 5, p. 827–839, out. 2007. <https://doi.org/10.1007/BF02841337>.

NOGUEIRA, Ravena Sthefany Alves; MATOS, Alisson Sousa; BARROS, Kcrishna Villanova de Souza; ROCHA-BARREIRA, Cristina de Almeida. (2021). Which factors determine the occurrence and abundance of marine angiosperms in a tropical semiarid region? Artigo em preparação.

NORDLUND, Lina M; UNSWORTH, Richard K F; GULLSTRÖM, Martin; CULLEN-UNSWORTH, Leanne C. Global significance of seagrass fishery activity. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 3, p. 399–412, maio 2018. <https://doi.org/10.1111/faf.12259>.

O'DEA, Rose E.; LAGISZ, Malgorzata; JENNIONS, Michael D.; KORICHEVA, Julia; NOBLE, Daniel W.A.; PARKER, Timothy H.; GUREVITCH, Jessica; PAGE, Matthew J.; STEWART, Gavin; MOHER, David; NAKAGAWA, Shinichi. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses in ecology and evolutionary biology: a PRISMA extension. **Biological Reviews**, v. 96, n. 5, p. 1695–1722, out. 2021.
<https://doi.org/10.1111/brv.12721>.

OLSEN, Ys; FRASER, Mw; MARTIN, Bc; POMEROY, A; LOWE, R; PEDERSEN, O; KENDRICK, Ga. In situ oxygen dynamics in rhizomes of the seagrass *Posidonia sinuosa*: impact of light, water column oxygen, current speed and wave velocity. **Marine Ecology Progress Series**, v. 590, p. 67–77, 12 mar. 2018. <https://doi.org/10.3354/meps12477>.

PEDERSEN, Ole; COLMER, Timothy D.; BORUM, Jens; ZAVALA-PEREZ, Andrea; KENDRICK, Gary A. Heat stress of two tropical seagrass species during low tides – impact on underwater net photosynthesis, dark respiration and diel *in situ* internal aeration. **New Phytologist**, v. 210, n. 4, p. 1207–1218, jun. 2016. <https://doi.org/10.1111/nph.13900>.

PHILLIPS, Steven J.; ANDERSON, Robert P.; DUDÍK, Miroslav; SCHAPIRE, Robert E.; BLAIR, Mary E. Opening the black box: an open-source release of Maxent. **Ecography**, v. 40, n. 7, p. 887–893, jul. 2017. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>.

PHILLIPS, Steven J.; ANDERSON, Robert P.; SCHAPIRE, Robert E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3–4, p. 231–259, jan. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.

PU, Ruiliang; BELL, Susan. Mapping seagrass coverage and spatial patterns with high spatial resolution IKONOS imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 54, p. 145–158, fev. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.09.011>.

QUIROS, T.E. Angela L.; BECK, Michael W.; ARAW, Alexis; CROLL, Donald A.; TERSHY, Bernie. Small-scale seagrass fisheries can reduce social vulnerability: a comparative case study. **Ocean & Coastal Management**, v. 157, p. 56–67, maio 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.02.003>.

RAGHOTHAMA, K. G. PHOSPHATE ACQUISITION. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 50, n. 1, p. 665–693, jun. 1999. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.50.1.665>.

RASMUSSEN, Lina M; BUAPET, Pimchanok; GEORGE, Rushingisha; GULLSTRÖM, Martin; GUNNARSSON, Pontus C B; BJÖRK, Mats. Effects of temperature and hypoxia on respiration, photorespiration, and photosynthesis of seagrass leaves from contrasting temperature regimes. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 6, p. 2056–2065, 1 nov. 2020. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa093>.

ROBINSON, Néstor M.; NELSON, Wendy A.; COSTELLO, Mark J.; SUTHERLAND, Judy E.; LUNDQUIST, Carolyn J. A Systematic Review of Marine-Based Species Distribution Models (SDMs) with Recommendations for Best Practice. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 421, 18 dez. 2017. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00421>.

RODRIGUES, Fernanda M.; MARIN, Anna Karolina V.; REBELO, Vanessa A.; MARMONTEL, Miriam; BORGES, João Carlos G.; VERGARA-PARENTE, Jociery E.; MIYAGI, Eliane S. NUTRITIONAL COMPOSITION OF FOOD ITEMS CONSUMED BY ANTILLEAN MANATEES (*Trichechus manatus manatus*) ALONG THE COAST OF PARAÍBA, NORTHEASTERN BRAZIL. **Aquatic Botany**, v. 168, p. 103324, jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103324>.

RODRIGUEZ, Ar; HECK JR, Kl. Green turtle herbivory and its effects on the warm, temperate seagrass meadows of St. Joseph Bay, Florida (USA). **Marine Ecology Progress Series**, v. 639, p. 37–51, 2 abr. 2020. <https://doi.org/10.3354/meps13285>.

ROELFSEMA, C.M.; PHINN, S.R.; UDY, N.; MAXWELL, P. An integrated field and remote sensing approach for mapping Seagrass Cover, Moreton Bay, Australia. **Journal of Spatial Science**, v. 54, n. 1, p. 45–62, 1 jun. 2009. <https://doi.org/10.1080/14498596.2009.9635166>.

ROSE, Peter M.; KENNARD, Mark J.; MOFFATT, David B.; SHELDON, Fran; BUTLER, Gavin L. Testing Three Species Distribution Modelling Strategies to Define Fish Assemblage Reference Conditions for Stream Bioassessment and Related Applications. **PLOS ONE**, v. 11, n. 1, p. e0146728, 12 jan. 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146728>.

SAEEDI, Hanieh; BASHER, Zeenatul; COSTELLO, Mark J. Modelling present and future global distributions of razor clams (*Bivalvia: Solenidae*). **Helgoland Marine Research**, v. 70, n. 1, p. 23, jan. 2017. <https://doi.org/10.1186/s10152-016-0477-4>.

SHABANI, Farzin; KUMAR, Lalit; AHMADI, Mohsen. A comparison of absolute performance of different correlative and mechanistic species distribution models in an independent area. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 16, p. 5973–5986, ago. 2016. <https://doi.org/10.1002/ece3.2332>.

SHORT, F.; CARRUTHERS, T.; DENNISON, W.; WAYCOTT, M. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1–2, p. 3–20, nov. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.012>.

SHORT, Frederick T.; KOCH, Evamaria W.; CREED, Joel C.; MAGALHÃES, Karine M.; FERNANDEZ, Eric; GAECKLE, Jeffrey L. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. **Marine Ecology**, v. 27, n. 4, p. 277–289, dez. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00095.x>.

TORRANO-SILVA, Beatriz N.; OLIVEIRA, Eurico C. Macrophytobenthic flora of the Abrolhos Archipelago and the Sebastião Gomes Reef, Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 150–158, nov. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.09.019>.

TOUCHETTE, Brant W.; BURKHOLDER, JoAnn M. Overview of the physiological ecology of carbon metabolism in seagrasses. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 250, n. 1–2, p. 169–205, jul. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00196-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00196-9).

UNEP-WCMC; SHORT, Frederick T. Global Distribution of Seagrasses. 2005. DOI 10.34892/X6R3-D211. Disponível em: http://wcmc.io/odv_WCMC_013_014. Acesso em: 28 out. 2021.

UNEP-WCMC; SHORT, Frederick T. Global Distribution of Seagrasses. 2005. DOI 10.34892/X6R3-D211. Disponível em: http://wcmc.io/odv_WCMC_013_014. Acesso em: 23 out. 2021.

UNSWORTH, Richard K.F.; NORDLUND, Lina Mtwana; CULLEN-UNSWORTH, Leanne C. Seagrass meadows support global fisheries production. **Conservation Letters**, v. 12, n. 1, p. e12566, jan. 2019. <https://doi.org/10.1111/conl.12566>.

VALE, Cândida G.; TARROSO, Pedro; BRITO, José C. Predicting species distribution at range margins: testing the effects of study area extent, resolution and threshold selection in the Sahara-Sahel transition zone. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 1, p. 20–33, jan. 2014. <https://doi.org/10.1111/ddi.12115>.

VALE, Cândida G.; TARROSO, Pedro; BRITO, José C. Predicting species distribution at range margins: testing the effects of study area extent, resolution and threshold selection in the Sahara-Sahel transition zone. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 1, p. 20–33, jan. 2014. <https://doi.org/10.1111/ddi.12115>.

VALLE, Mireia; BORJA, Ángel; CHUST, Guillem; GALPARSORO, Ibon; GARMENDIA, Joxe Mikel. Modelling suitable estuarine habitats for *Zostera noltii*, using Ecological Niche Factor Analysis and Bathymetric LiDAR. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 94, n. 2, p. 144–154, ago. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.05.031>.

VANDERKLIFT, Ma; PILLANS, Rd; HUTTON, M; DE WEVER, L; KENDRICK, Ga; ZAVALA-PEREZ, A; VERGÉS, A; GARTHWIN, R; OADES, D; MCCARTHY, P; GEORGE, K; SAMPI, T; GEORGE, D; SAMPI, C; EDGAR, Z; DOUGAL, K; HOWARD, A. High rates of herbivory in remote northwest Australian seagrass meadows by rabbitfish

and green turtles. **Marine Ecology Progress Series**, v. 665, p. 63–73, 29 abr. 2021. <https://doi.org/10.3354/meps13657>.

VAZ, Sandrine; MARTIN, Corinne S.; EASTWOOD, Paul D.; ERNANDE, Bruno; CARPENTIER, Andre; MEADEN, Geoff J.; COPPIN, Frank. Modelling species distributions using regression quantiles: Modelling species distributions using RQ. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 204–217, 23 jul. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01392.x>.

WABNITZ, Colette C.; ANDRÉFOUËT, Serge; TORRES-PULLIZA, Damaris; MÜLLER-KARGER, Frank E.; KRAMER, Philip A. Regional-scale seagrass habitat mapping in the Wider Caribbean region using Landsat sensors: Applications to conservation and ecology. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 8, p. 3455–3467, ago. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.020>.

WAYCOTT, M.; DUARTE, C. M.; CARRUTHERS, T. J. B.; ORTH, R. J.; DENNISON, W. C.; OLYARNIK, S.; CALLADINE, A.; FOURQUIREAN, J. W.; HECK, K. L.; HUGHES, A. R.; KENDRICK, G. A.; KENWORTHY, W. J.; SHORT, F. T.; WILLIAMS, S. L. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 30, p. 12377–12381, 28 jul. 2009. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>.

WICKHAM, Hadley; AVERICK, Mara; BRYAN, Jennifer; CHANG, Winston; MCGOWAN, Lucy; FRANÇOIS, Romain; GROLEMUND, Garrett; HAYES, Alex; HENRY, Lionel; HESTER, Jim; KUHN, Max; PEDERSEN, Thomas; MILLER, Evan; BACHE, Stephan; MÜLLER, Kirill; OOMS, Jeroen; ROBINSON, David; SEIDEL, Dana; SPINU, Vitalie; ... YUTANI, Hiroaki. Welcome to the Tidyverse. **Journal of Open Source Software**, v. 4, n. 43, p. 1686, 21 nov. 2019. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>.

YESSON, Chris; TAYLOR, Michelle L.; TITTENSOR, Derek P.; DAVIES, Andrew J.; GUINOTTE, John; BACO, Amy; BLACK, Julie; HALL-SPENCER, Jason M.; ROGERS, Alex D. Global habitat suitability of cold-water octocorals: Global distribution of deep-sea octocorals. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 7, p. 1278–1292, jul. 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02681.x>.

ZOU, Yi-Fang; CHEN, Kuan-Yu; LIN, Hsing-Juh. Significance of belowground production to the long-term carbon sequestration of intertidal seagrass beds. **Science of The Total Environment**, v. 800, p. 149579, dez. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149579>.

CONSIDERAIS FINAIS

As pradarias marinhas formam importantes ecossistemas costeiros que, atualmente, se encontram ameaçados pelas alterações decorrentes das mudanças climáticas globais, as quais são intensificadas por diversas atividades antrópicas como a expansão urbana, portuária, turística e industrial. Esses ecossistemas apresentam grande importância ambiental e socioeconômica, principalmente para as populações ribeirinhas e costeiras, podendo render múltiplos serviços se forem gerenciados adequadamente. Entretanto, para que isso seja possível, faz-se necessário um vasto conhecimento a respeito da sua distribuição e, principalmente, suas relações com os fatores bióticos e abióticos do ambiente em que ocorre.

Assim como as plantas terrestres, as angiospermas marinhas possuem uma estreita relação com as condições ambientais locais, sobretudo com a temperatura, luminosidade, nutrientes e características do substrato em que se fixa. Entretanto, características geomorfológicas locais, como distância de fozes de rio, também podem ser determinantes para sua ocorrência em regiões mais rasas, por exemplo. A complexidade dos processos que influenciam esses ecossistemas, faz com que haja necessidade da observação e interpretação dessas interações em diferentes escalas. Fatores locais, tais como variações sedimentares em fina escala e interações interespecíficas entre as próprias angiospermas marinhas, interferem diretamente na sua ocorrência e abundância, contribuindo diretamente para formação dos padrões de distribuição em larga escala. Por serem consideradas espécies compartilhadoras de nicho, nem sempre as diferenças espécie-específicas são consideradas em estudos que investiguem as características das pradarias marinhas, as quais são significativamente importantes no processo de estruturação desses habitats. Os resultados trazidos nesta tese, evidenciam que o entendimento dessas relações espécie-ambiente, constituem a base de técnicas que podem auxiliar na prospecção e manejo adequado das pradarias de angiospermas marinhas.

As alterações climáticas e antropogênicas estão causando impactos em uma velocidade maior do que a da obtenção de informações que sejam suficientes para o manejo e proteção adequados desses ecossistemas. Logo, além do aumento da frequência de estudos a respeito desses ecossistemas em diferentes ambientes e regimes climáticos, a sistematização e uso das informações já existentes, corresponde a uma ferramenta poderosa no gerenciamento dos recursos naturais costeiros. É preciso chamar a atenção para a importância de um olhar ecológico mais integrativo sobre as pradarias marinhas, considerando as particularidades

biológicas de cada espécie, mas sem desconectar do todo. Embora seja impossível entender todos os processos que agem simultaneamente para gerar a complexidade dos padrões que nós enxergamos, é preciso lembrar que eles existem e atuam em diferentes escalas, as quais precisam ser consideradas na interpretação dos resultados.

APÊNDICES

CAPÍTULO I

A seção de apêndices do capítulo I, corresponde ao material suplementar do artigo preparado para submissão a *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

Besides the biomass measurements, other plant variables were obtained from the samples of this campaign. From each sampled point, the leaf length was obtained, separating five whole leaves (with visible apex), which were measured with the aid of a ruler, millimeter blade and stereomicroscopic magnifying glass. From the belowground part, up to five measurements of whole roots per sample (with visible hood), the distance between shoots, length of vertical rhizomes and number of nodes in these rhizomes were recorded (Figure 1).

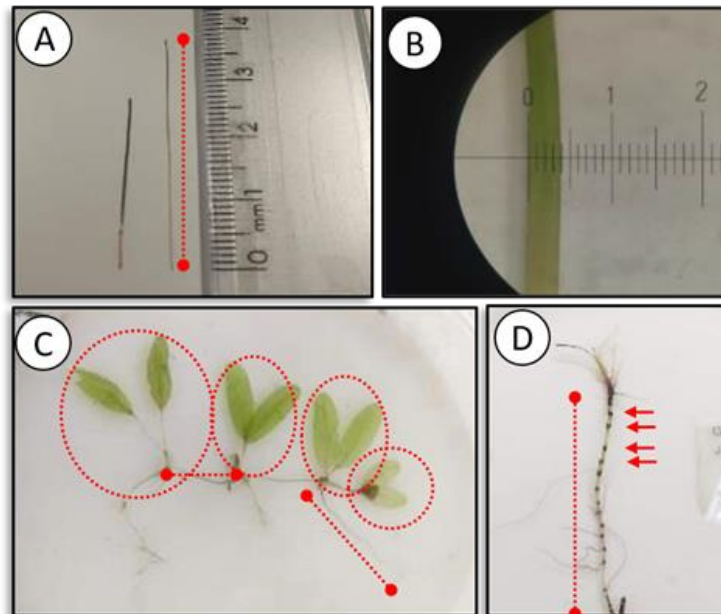


Figure 1. Some of the biometric procedures of marine angiosperms collected in Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semiarid coast. Legend: A) Measurement of the length of whole leaves, *Halodule wrightii*. B) Leaf width measurement, *H. wrightii*. Circles representing shoot counting, horizontal line: the distance between shoots; diagonal line: length of roots, *Halophila decipiens*. D) Representation of the length of the vertical rhizome; arrows pointing to the rhizome nodes, *H. wrightii*.

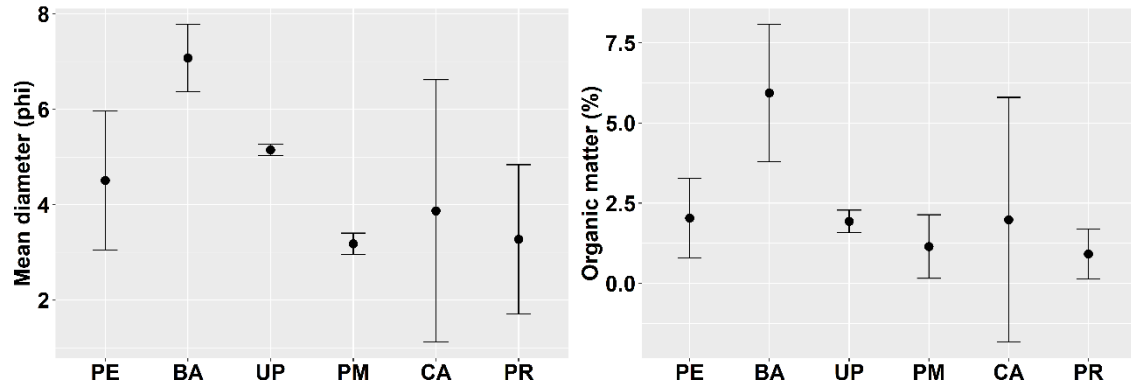


Figure 2. Granulometrics of each seagrass meadow sediments of Costa Branca, Rio Grande do Norte state, Brazilian semiarid coast. Points indicates the mean values and bars indicates the standard deviations. PE - Pernambuquinho; BA - Barra; UP - Upanema; PM - Porto do Mangue; CA - Camapum; PR – Presídio.

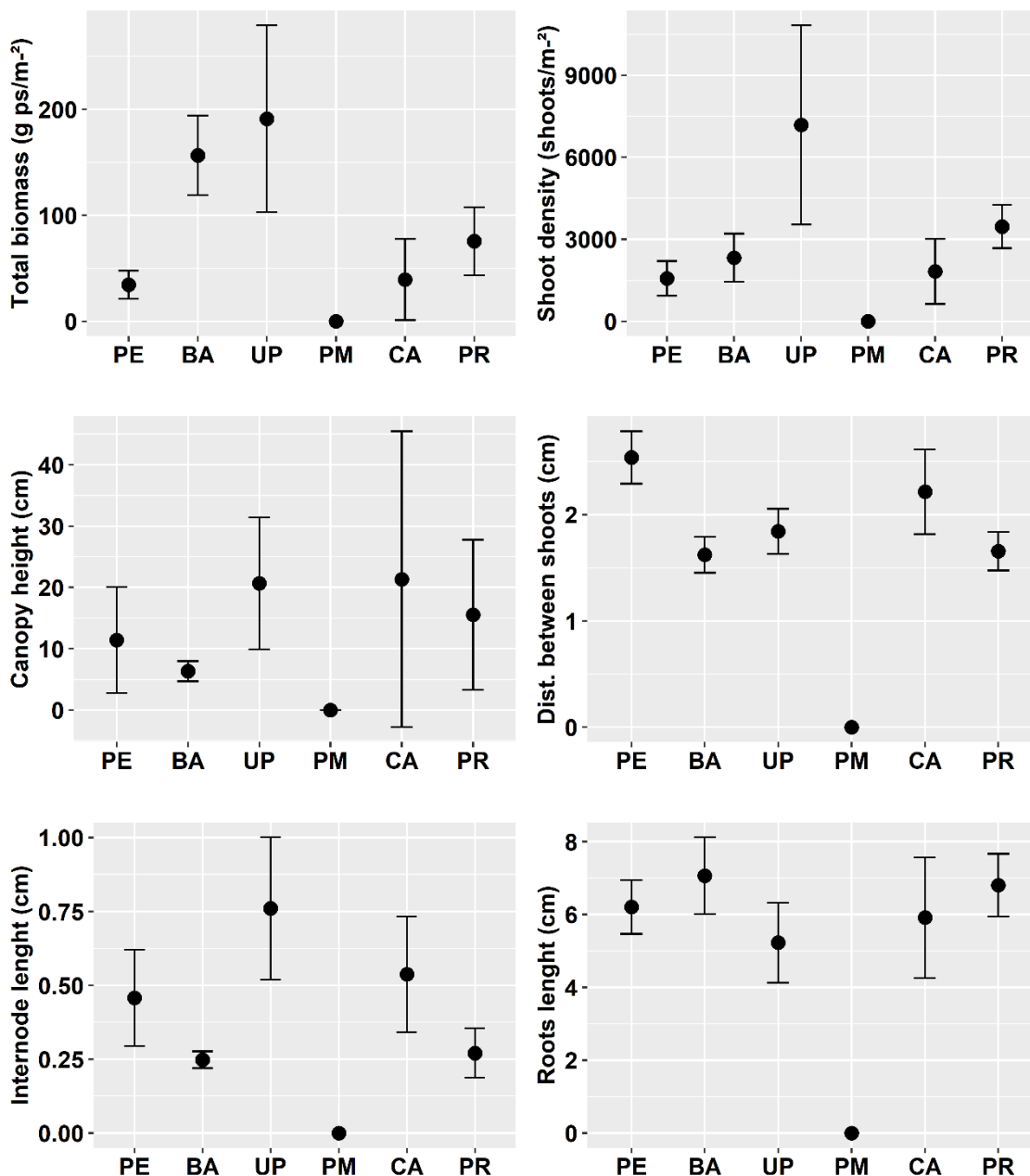


Figure 3. Biometric variables of *Halodule wrightii* in each of the seagrass meadows of Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semi-arid coast. Points indicate the mean values and bars indicate the standard deviations. PE - Pernambuquinho; BA - Barra; UP - Upanema; PM - Porto do Manguê; CA - Camapum; PR - Presídio.

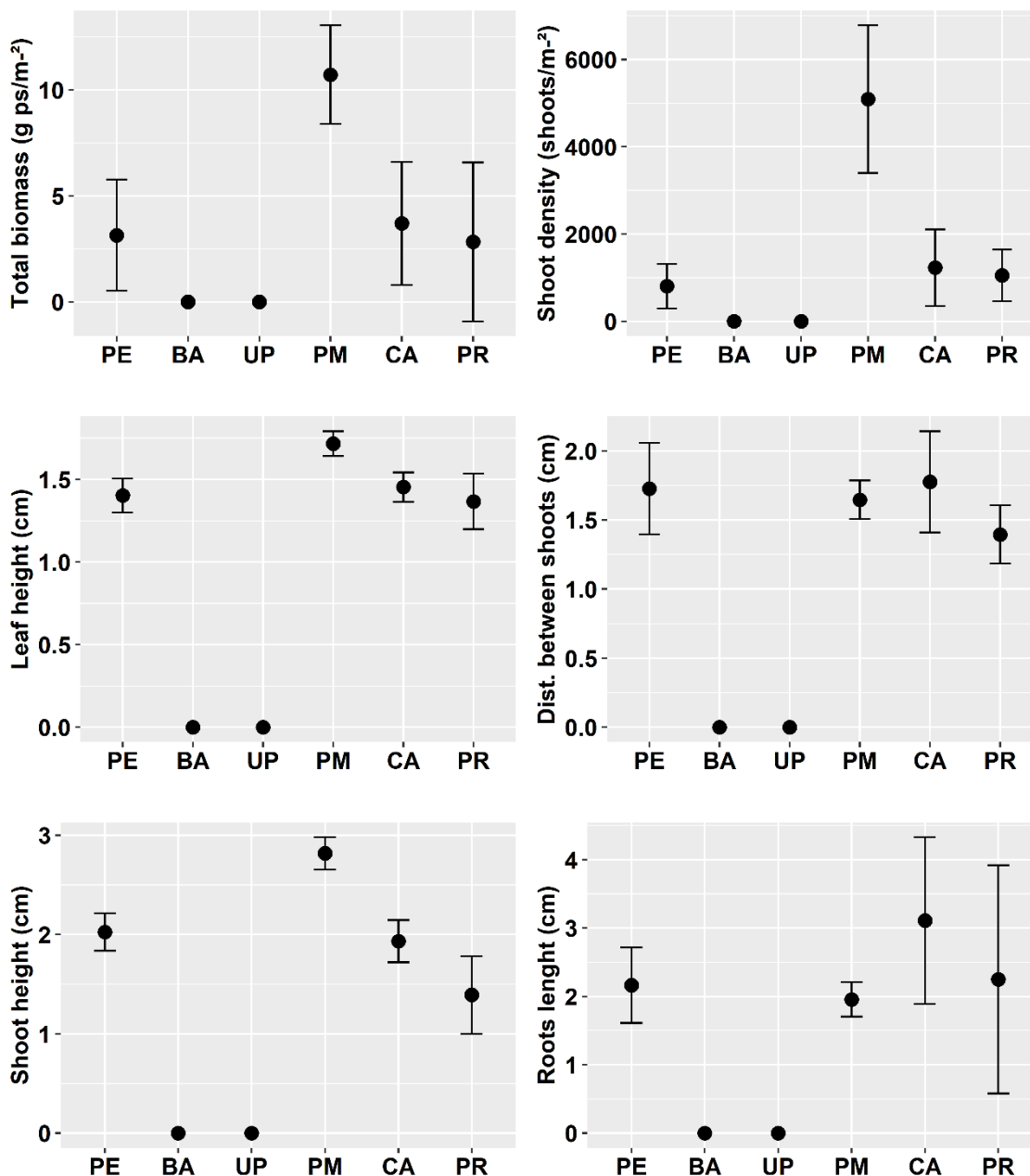


Figure 4. Biometric variables of *Halophila decipiens* in each of the seagrass meadows of Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semi-arid coast. Points indicate the mean values and bars indicate the standard deviations. PE - Pernambuquinho; BA - Barra; UP - Upanema; PM - Porto do Manguê; CA - Camapum; PR - Presídio.

Table 1. Variance Inflation Factors (VIF) for all environmental variables obtained in the seagrass meadows of Costa Branca, Rio Grande do Norte, Brazilian semiarid coast. Tolerance value: VIF = 3. Values in bold are above the tolerance value; * Values moved out the model.

	VIF 1	VIF 2
Organic matter	3.135*	
Grain mean diameter	3.067	1.023
Exposure	1.062	1.024
River mouth distance	1.044	1.043

CAPÍTULO II

Figura 1. Fluxograma ilustrando o processo de revisão sistemática de literatura de acordo com o protocolo PRISMA (O'DEA *et al.* 2021).

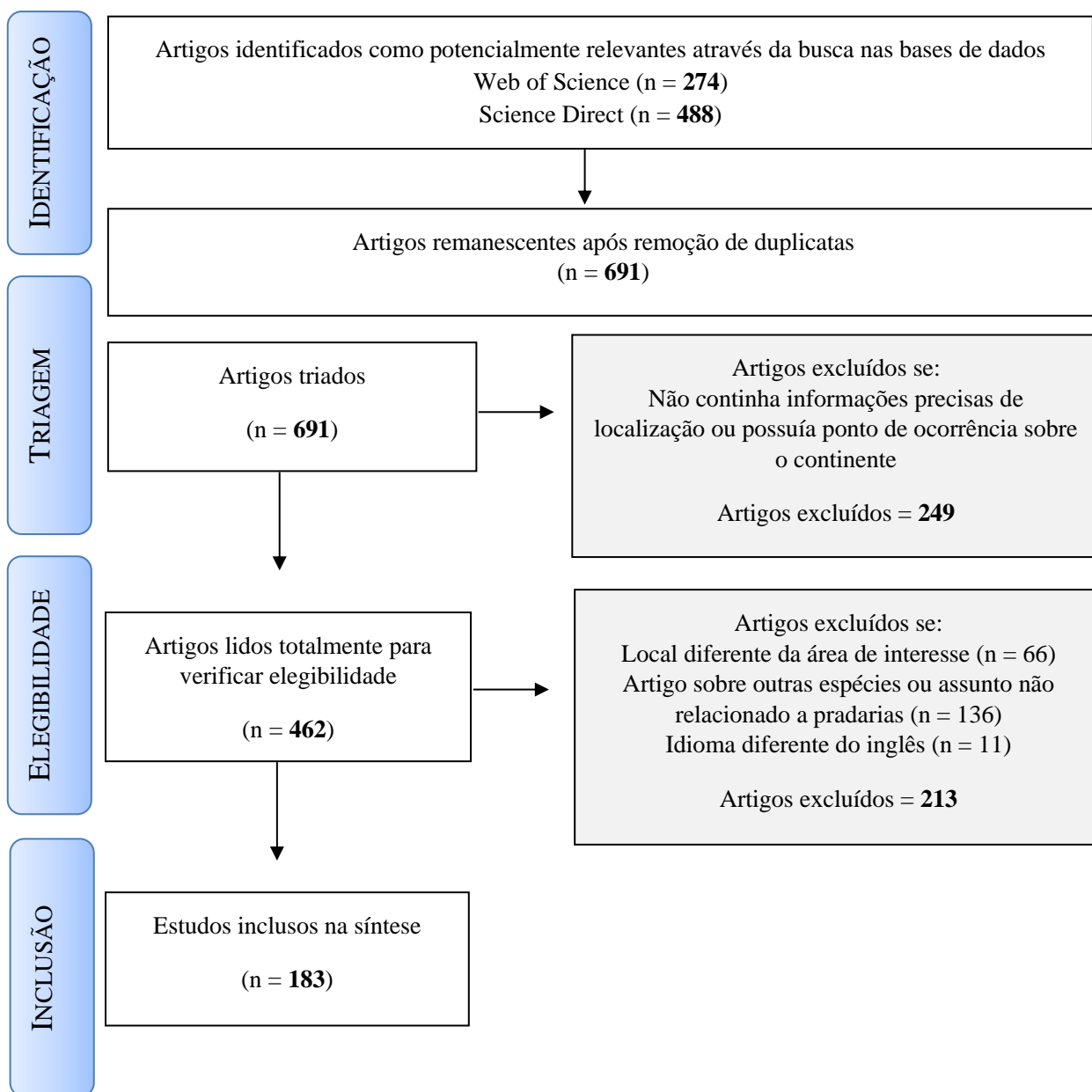


Figura 2. Áreas favoráveis para ocorrência de *Halodule wrightii* calculada através do modelo de envelopes bioclimáticos.

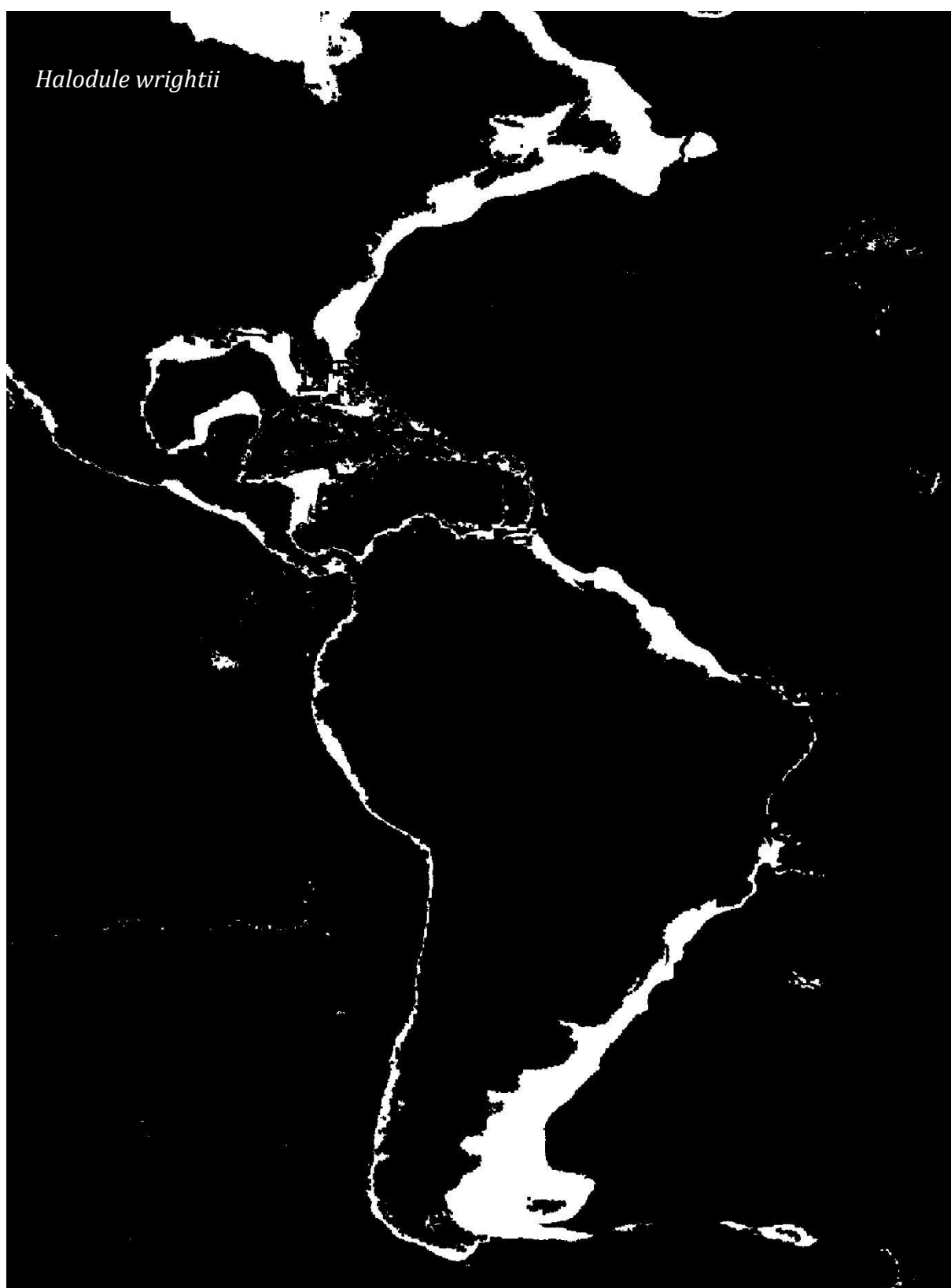


Figura 3. Áreas favoráveis para ocorrência de *Halophila decipiens* calculada através do modelo de envelopes bioclimáticos.



Figura 4. Raster binarizado dos modelos *MaxEnt* de distribuição de *Halodule wrightii* no Atlântico Tropical Ocidental. Branco indica áreas adequadas a ocorrência das espécies (1) e preto corresponde a áreas inadequadas.



Figura 4. Raster binarizado dos modelos *MaxEnt* de distribuição de *Halophila decipiens* no Atlântico Tropical Ocidental. Branco indica áreas adequadas a ocorrência das espécies (1) e preto corresponde a áreas inadequadas.



Tabela 1. Dados levantados na revisão sistemática de literatura sobre os registros de ocorrência de *Halodule wrightii* e *Halophila decipiens* no Atlântico Tropical Ocidental.

Autores	Ano	Estado	País	Espécies	Latitude	Longitude	DOI
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.80121	-82.0646	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.08.013
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.6454	-82.1542	
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.6381	-82.1714	
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.62569	-82.1681	
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.6162	-82.1616	
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.45229	-82.0777	
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.46212	-82.0867	
Adams <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.81991	-82.1423	
Amado-Filho <i>et al.</i>	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9514	-43.9078	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.07.011
Amado-Filho <i>et al.</i>	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8831	-42.0111	
Amado-Filho <i>et al.</i>	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9833	-44.4344	
Amado-Filho <i>et al.</i>	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.0044	-43.9269	
Amado-Filho <i>et al.</i>	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-12.7781	-38.5153	https://doi.org/10.1590/s1519-69842008000100013
Amado-Filho <i>et al.</i>	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-12.7884	-38.6225	
Amado-Filho <i>et al.</i>	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-12.8049	-38.6496	
Angel	2002	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.62283	-97.2685	https://doi.org/10.1016/s0304-3770(02)00079-7
Angel	2002	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.05948	-95.1841	
Angel	2002	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.95104	-80.6927	
Armitage <i>et al.</i>	2011	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	25.18119	-80.488	https://doi.org/10.1007/s10021-011-9421-2
Armitage <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	25.03593	-80.6771	
Armitage <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	24.95654	-80.8817	
Armitage <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	24.98973	-80.8641	

Arnold <i>et al.</i>	1996	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	25.67083	-80.2556	https://doi.org/10.1016/0022-0981(95)00166-2
Arnosti <i>et al.</i>	2009	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.66633	-84.8688	https://doi.org/10.1016/j.jecss.2009.06.018
Badgley <i>et al.</i>	2010	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.96902	-82.5754	https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.005
Badgley <i>et al.</i>	2010			<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	27.75248	-82.6299	
Barros <i>et al.</i>	2017	Ceará	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-3.69194	-38.5803	https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017048
Barros <i>et al.</i>	2013	Ceará	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-2.81917	-40.0953	https://doi.org/10.1590/s1679-87592013000400001
Barros <i>et al.</i>	2013	Ceará	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-3.396	-30.0089	
Barros <i>et al.</i>	2013	Ceará	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-3.69194	-38.5803	
Barros <i>et al.</i>	2013	Ceará	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-4.62606	-37.5102	
Barros; Rocha-Barreira	2013	Ceará	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-3.69194	-38.5803	https://doi.org/10.1590/0001-37652013101212
Beal; Schmit	2000	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	27.42567	-80.2928	https://doi.org/10.1201/9781420074475-9
Beal; Schmit	2000	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	27.40017	-80.2723	
Beal; Schmit	2000	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	27.32283	-80.2348	
Bell <i>et al.</i>	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii T. testudinum, S. filiforme</i>	27.78333	-82.6167	https://doi.org/10.1007/s100219900097
Bell <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.66917	-87.7372	https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2007.00308.x
Bell; Fonseca	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.063	-81.5583	https://doi.org/10.1007/s10980-007-9137-z
Bell; Fonseca	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.07183	-81.9167	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.533	-48.4438	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.003
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.5446	-48.4517	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.5726	-48.48	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.5827	-48.4442	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.6134	-48.4839	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.5915	-48.4375	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.5965	-48.4615	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	-27.601	-48.4634	

Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	-27.6115	-48.4823	
Bercovich <i>et al.</i>	2019	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	-27.6189	-48.4651	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7464	-41.8818	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106693
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7684	-41.9135	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8823	-42.0031	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9326	-43.9733	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9728	-42.0194	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.0085	-43.9315	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.1119	-44.2038	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.1351	-44.1528	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	São Paulo	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.7511	-45.3496	
Bertelli <i>et al.</i>	2020	São Paulo	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.7562	-45.3506	
Blackmon; Eggleston	2001	North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>Z. marina</i>	35.7981	-75.5691	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(00)00334-8
Bologna; Heck Jr.	1999	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum</i> , <i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	29	-85.5	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(99)00039-8
Bortolini-Rosales <i>et al.</i>	2016	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	21.47944	-97.4492	https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbshidro/2020v30n1/reyes
Both; Heck Jr	2009	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	30.37085	-88.3178	https://doi.org/10.3354/meps08163
Bourque; Fourqurean	2013	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i>	25.5744	-80.2743	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.03.014
Bourque; Fourqurean	2013	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.35302	-80.2669	
Bourque; Fourqurean	2014	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	25.36715	-80.269	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.03.001
Breaux <i>et al.</i>	2019	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.38876	-97.3769	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106258
Breining <i>et al.</i>	2016	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i> , <i>H. decipiens</i> , <i>R. maritima</i>	28.48939	-80.7539	https://doi.org/10.1111/cobi.12791
Breithaupt <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.91347	-80.8214	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106409
Brito <i>et al.</i>	2016	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-12.7286	-38.6388	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.044
Brito <i>et al.</i>	2016	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-12.9894	-38.6388	
Brito <i>et al.</i>	2016	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-12.8639	-38.7569	
Brito <i>et al.</i>	2016	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-12.7853	-38.5144	

Brooks; Bell	2001	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	27.6	-82.7667	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(01)00310-0
Bucolo <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.325	-87.327	https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00539.x
Burd; Dunton	2001	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.35	-97.3667	https://doi.org/10.3354/meps209085
Burke <i>et al.</i>	2009	Mar do Caribe	Porto Rico	<i>H. decipiens</i>	17.94326	-67.0451	https://doi.org/10.1016/j.jecss.2008.11.023
Burke <i>et al.</i>				<i>H. decipiens</i>	17.92799	-67.1134	
Burke <i>et al.</i>				<i>H. decipiens</i>	17.94881	-67.0096	
Campos-Dávila, L. <i>et al.</i>	2019	Baja California Sur	México	<i>H. wrightii</i>	24.31522	-110.328	https://doi.org/10.3897/zookeys.873.33901
Carneiro <i>et al.</i>	2021	Ceará	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-2.9	-39.7333	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105280
Casares; Creed	2008	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-22.9476	-43.1637	https://doi.org/10.2112/05-0565.1
Cavalcante <i>et al.</i>	2019	Piauí	Brasil	<i>H. wrightii</i> , <i>H. decipiens</i>	-2.90561	-41.4073	https://doi.org/10.1017/s0025315419000183
Cavalcante <i>et al.</i>	2019			<i>H. wrightii</i> , <i>H. decipiens</i>	-2.90139	-41.4088	
Cavalcante <i>et al.</i>	2019			<i>H. wrightii</i> , <i>H. decipiens</i>	-2.90025	-41.4071	
Chacin; Stallings	2016	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum</i> , <i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.66935	-82.7035	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.05.008
Chacin; Stallings				<i>T. testudinum</i> , <i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.75727	-82.6174	
Cho,H.J.,Biber,P.D.,Darnell,K.M.;Dunton,K.H.	2017	Missisipi	Estados Unidos	<i>R. maritima</i> , <i>H. wrightii</i>	30.3828	-88.3983	https://doi.org/10.1353/sgo.2017.0024
Cho,H.J.,Biber,P.D.,Darnell,K.M.;Dunton,K.H.	2017	Missisipi	Estados Unidos	<i>R. maritima</i> , <i>H. wrightii</i>	30.3523	-88.4093	
Cho,H.J.,Biber,P.D.,Darnell,K.M.;Dunton,K.H.	2017	Missisipi	Estados Unidos	<i>R. maritima</i> , <i>H. wrightii</i>	30.3617	-88.3988	
Christiaen <i>et al.</i>	2013	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.31404	-87.5018	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.03.008
Christiaen <i>et al.</i>	2013	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.23701	-87.8053	
Christiaen <i>et al.</i>	2016	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.308	-87.403	https://doi.org/10.3354/meps11847
Christiaen <i>et al.</i>	2016	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	30.308	-87.403	
Christian; Luczkovich	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.08775	-84.2725	https://doi.org/10.1016/s0304-3800(99)00022-8
Christian; Luczkovich	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.10345	-84.2614	
Christian; Luczkovich	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.08654	-84.1963	

Christian; Luczkovich	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.07629	-84.1829	
Clements <i>et al.</i>	1994	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	27.75135	-82.6247	https://doi.org/10.1007/bf00349478
Coffer <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum, S. filiforme, H. wrightii, R. maritima</i>	29.797	-85.353	https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112036
Collado-Vides <i>et al.</i>	2013	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum, H. wrightii, S. filiforme, R. maritima</i>	25.56583	-80.2164	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.06.010
Congdon <i>et al.</i>	2017	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.79891	-97.1271	https://doi.org/10.1353/sgo.2017.0023
Conti <i>et al.</i>	2020	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-8.35839	-34.9556	https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105205
Corona <i>et al.</i>	2000	Campeche	México	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	18.63224	-91.7472	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(00)00236-7
Costa <i>et al.</i>	2020	Ceará	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-2.86568	-39.8702	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105064
Costa <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	-2.84648	-39.908	
Costa <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	-2.82933	-39.9396	
Costa <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	-2.79984	-39.9272	
Costa <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	-2.81013	-39.8998	
Costa <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	-2.82316	-39.8778	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7705	-41.8866	https://doi.org/10.1016/s0304-3770(99)00030-3
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7381	-41.8751	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7491	-41.9446	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7551	-41.9098	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7684	-41.9127	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8599	-42.0394	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8713	-42.0437	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.879	-42.0049	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9938	-44.0823	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9938	-44.4404	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.0084	-43.9314	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.0124	-44.2226	
Creed	1999	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.2144	-44.6267	

Creed,J.C.	2000	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8833	-42	https://doi.org/10.1007/s002270000429
Creed; Amado Filho	1999	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-17.9667	-38.7167	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(98)00188-9
Creed; Kinupp	2011	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8821	-42.0033	https://doi.org/10.1590/s1679-87592011000300007
Curran; Martin	2003	San Salvador	Bahamas	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	23.96254	-74.4923	https://doi.org/10.1016/s0031-0182(02)00687-9
Da Rocha <i>et al.</i>	2006	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-8.30389	-34.9458	https://doi.org/10.1007/s10750-005-0923-9
Darnell; Dunton	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	27.80918	-97.1197	https://doi.org/10.1515/bot-2016-0080
Darnell; Dunton	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	27.9027	-97.0984	
Darnell; Dunton	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	27.93727	-97.0212	
Darnell; Dunton	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	27.9476	-97.0725	
de Paula, <i>et al.</i>	2003	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-17.9693	-38.7107	https://doi.org/10.1515/bot.2003.041
Demes <i>et al.</i>	2009	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme</i>	28.14528	-82.7908	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.04.013
Demes <i>et al.</i>	2010	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum, H. decipiens, S. filiforme, H. wrightii</i>	26.96279	-80.0798	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.10.012
Dewsbury; Fourqurean	2010	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	25.03	-80.66	https://doi.org/10.5343/bms.2009.1066
Digiantonio <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.0875	-80.4531	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103161
Digiantonio <i>et al.</i>		Bermuda	Inglaterra	<i>H. wrightii</i>	32.3525	-64.6624	
Digiantonio <i>et al.</i>		Bermuda	Inglaterra	<i>H. wrightii</i>	32.33785	-64.7239	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.08806	-80.4519	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.08726	-80.4535	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.09203	-80.4557	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.09218	-80.4552	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.13606	-80.4735	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.17975	-80.4901	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.16556	-80.7342	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.7666	-85.404	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.75432	-80.4281	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.62527	-80.7926	
Digiantonio <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.86921	-80.8369	

Digiantonio <i>et al.</i>		North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	34.69021	-76.6195	
Digiantonio <i>et al.</i>		North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	34.69773	-76.5962	
Digiantonio <i>et al.</i>		North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	34.67541	-76.5758	
Douglass <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.58812	-80.6082	https://doi.org/10.31230/osf.io/kudq5
Douglass <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.5248	-80.6141	
Douglass <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.42436	-80.6087	
Douglass <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.42043	-80.6558	
Douglass <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.40141	-80.6589	
Dunton	1990	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.82018	-97.1325	https://doi.org/10.1016/0022-0981(90)90067-m
Dunton	1990	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	27.85324	-97.3454	
Durako <i>et al.</i>	2003	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens, H. johnsonii</i>	26.95	-80.0667	https://doi.org/10.1007/s00227-003-1038-3
Eggertsen <i>et al.</i>	2017	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii, Halophila spp.</i>	-16.4082	-38.978	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.041
Eggleston <i>et al.</i>	1998	North Carolina	Estados Unidos	<i>Z. marina, H. wrightii</i>	34.69602	-76.6047	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(97)00154-8
Estes Jr <i>et al.</i>	2017	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	30.70571	-87.9738	https://doi.org/10.1111/jawr.12263
Ferguson	2008	Florida Keys	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	25.00726	-80.582	https://doi.org/10.2112/06-0650.1
Ferreira <i>et al.</i>	2017	Santa Catarina	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-27.5797	-48.4297	https://doi.org/10.1007/s00709-016-1041-4
Fonseca <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.03136	-81.9482	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.06.014
Fonseca <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.11843	-81.8454	
Fonseca <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.06823	-81.6236	
Furman <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	24.90708	-80.6922	https://doi.org/10.1111/rec.12877
Gallegos <i>et al.</i>	1994	Yucatán	Mexico	<i>H. wrightii</i>	20.85118	-86.8693	https://doi.org/10.3354/meps109099
Gallegos; Kenworthy	1996	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	27.46771	-80.3259	https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0020
Gallegos; Kenworthy	1996	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	27.38033	-80.2773	
Gavin; Durako	2011	Florida	Estados Unidos	<i>H. johnsonii, H. decipiens</i>	26.82054	-80.046	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.07.004
Gil <i>et al.</i>	2006	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	25.1765	-80.4898	https://doi.org/10.1007/s10750-006-0147-7
Gloeckner; Luckovich	2008	North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii, Z. marina</i>	34.72444	-76.58	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.12.031
Gorman <i>et al.</i>	2016	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8274	-45.4217	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.04.002

Gorman <i>et al.</i>	2016	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.7701	-45.3527	
Gorman <i>et al.</i>	2016	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8068	-45.3665	
Gorman <i>et al.</i>	2016	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8165	-45.4031	
Gorman <i>et al.</i>	2016	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8287	-45.4228	
Gorman <i>et al.</i>	2016	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8315	-45.4428	
Gorman <i>et al.</i>	2020	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.831	-45.4431	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103174
Gorman <i>et al.</i>	2020	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8288	-45.4224	
Gorman <i>et al.</i>	2020	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8164	-45.4035	
Govers <i>et al.</i>	2014	Bonaire	Países Baixos Caribenhos	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	12.09417	-68.2387	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.003
Govers <i>et al.</i>	2014	Curaçao	Países Baixos Caribenhos	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	12.08283	-68.8627	
Govers <i>et al.</i>	2014	Curaçao	Países Baixos Caribenhos	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i>	12.27255	-69.0553	
Grizzle <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	26.44267	-82.0824	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.013
Guerrero-Meseguer <i>et al.</i>	2020	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	30.38452	-88.3119	https://doi.org/10.1007/s12237-020-00720-5
Hall <i>et al.</i>	2006	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.85333	-80.4889	https://doi.org/10.3354/meps310109
Hall <i>et al.</i>	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	25.1389	-80.8993	https://doi.org/10.2307/1353210
Hall <i>et al.</i>	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	25.06462	-80.8931	
Hall <i>et al.</i>	1999	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	25.15405	-80.6974	
Hammerstrom <i>et al.</i>	2006	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.09683	-81.9618	
Hammerstrom <i>et al.</i>	2006	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.04708	-81.8904	
Hammerstrom <i>et al.</i>	2006	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	20.02574	-82.0641	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.08.002
Hammerstrom; Kenworthy	2003	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	25.06	-81.56	https://doi.org/10.1016/s0304-3770(03)00018-4
Harter; Heck Jr	2006	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.30833	-87.3833	https://doi.org/10.1007/bf02782000
Hauxwell <i>et al.</i>	2001	Yucatán	Mexico	<i>H. wrightii</i>	21.13094	-86.7508	https://doi.org/10.1016/s0304-3770(00)00137-6
Hauxwell <i>et al.</i>	2001	Yucatán	Mexico	<i>H. wrightii</i>	20.74722	-90.4342	

Hauxwell <i>et al.</i>	2001	Yucatán	Mexico	<i>H. wrightii</i>	21.26583	-89.6911	
Hauxwell <i>et al.</i>	2001	Yucatán	Mexico	<i>H. wrightii</i>	21.26972	-89.6883	
Heck Jr <i>et al.</i>	2006	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	30.40069	-87.4	https://doi.org/10.3354/meps326145
Heidelbaugh; Nelson	1996	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.86053	-80.4476	https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)01000-9
Herbert; Fourqurean	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	25.01	-80.61	https://doi.org/10.1007/s10021-008-9151-2
Hernández; Tussenbroek	2014	Quintana Roo	México	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i>	20.84089	-86.8739	https://doi.org/10.3354/meps11068
Hernández; Tussenbroek	2014	Quintana Roo	México	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i>	20.39581	-87.3133	
Herrera-Silveira <i>et al.</i>	1998	Mérida	Mexico	<i>H. wrightii</i>	20.87668	-90.363	https://doi.org/10.1016/s1463-4988(98)00014-1
Herrera-Silveira <i>et al.</i>	1998	Mérida	Mexico	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	21.25981	-89.728	
Herrera-Silveira <i>et al.</i>	1998	Mérida	Mexico	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>R. maritima</i>	21.5928	-88.1792	
Herre-Silveira; Morales-Ojeda	2009	Yucatán	México	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	20.8953	-90.3971	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.017
Herre-Silveira; Morales-Ojeda	2009	Yucatán	México	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	21.43424	-88.7769	
Hill <i>et al.</i>	2014	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	29.8098	-85.3084	https://doi.org/10.1007/s12237-013-9764-3
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	28.809	-80.7817	https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.008
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	28.3572	-80.6286	
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	28.1781	-80.5897	
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.952	-80.5163	
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.789	-80.44	
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.684	-80.386	
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.482	-80.333	
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.1793	-80.1818	
Hitchcock <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	26.974	-80.0831	
Holzer <i>et al.</i>	2011	Caribe*	Bermuda	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	32.38333	-64.6667	https://doi.org/10.4003/006.029.0219
Holzer <i>et al.</i>		Caribe*	Bermuda	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	32.36667	-64.65	
Holzer <i>et al.</i>		Caribe*	Bermuda	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	32.35	-64.65	

Hotaling-Hagan <i>et al.</i>	2017	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	26.39519	-81.8645	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.005
Hotaling-Hagan <i>et al.</i>	2017	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	26.41918	-81.8852	
Hotaling-Hagan <i>et al.</i>	2017	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	26.42041	-81.8537	
Howard <i>et al.</i>	2016	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	25.00703	-80.5829	https://doi.org/10.1007/s12237-016-0085-1
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9571	-44.3846	https://doi.org/10.1002/Ino.10621
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i> , <i>H. decipiens</i>	-19.9537	-40.1521	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7459	-41.8815	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7691	-41.9122	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7724	-41.889	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8789	-42.0037	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8818	-42.0028	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9573	-44.3811	
Howard <i>et al.</i>	2020	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-22.9476	-43.1636	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9734	-42.0203	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.1049	-44.2132	
Howard <i>et al.</i>	2017	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.1338	-44.1511	
Janiak; Branson	2021	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.53629	-80.3494	
Janiak; Branson	2021	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	27.43954	-80.2986	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105225
Jewett-Smith <i>et al.</i>	1997	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i> , <i>H. johnsonii</i> , <i>H. engelmannii</i>	27.86026	-80.4476	https://doi.org/10.1016/s0304-3770(97)00064-8
Jewett-Smith <i>et al.</i>		Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i> , <i>H. johnsonii</i> , <i>H. engelmannii</i>	27.71568	-80.396	
Johnson; Heck Jr.; Fourqurean	2006	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	30.38333	-88.3167	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.02.003
Johnson; Heck Jr	2006	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.38333	-88.3167	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.08.005
Kahn; Durako	2009	Florida	Estados Unidos	<i>H. johnsonii</i> , <i>H. decipiens</i>	27.46872	-80.3261	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.07.003
Kaldy <i>et al.</i>	2002	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	26.36543	-97.2979	https://doi.org/10.1007/bf02804888
Kennedy <i>et al.</i>	2018	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	30.38693	-88.2975	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2018.05.009
Kennedy <i>et al.</i>	2018	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	30.29919	-87.4698	

Kennedy <i>et al.</i>	2018	Alabama	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>R. maritima</i>	30.30001	-87.4514	
Kenworthy <i>et al.</i>	2018	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.89428	-80.7001	https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.008
Kenworthy <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	24.89326	-80.698	
Kenworthy <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	24.88921	-80.7003	
Kenworthy <i>et al.</i>				<i>H. wrightii</i>	24.88833	-80.6988	
Koch <i>et al.</i>	2007	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i>	25.0747	-80.764	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.08.003
Koch <i>et al.</i>	2007	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.22806	-80.7936	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.004
Koplovitz; McClintock	2011	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	29	-85.5	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.06.038
Korpanty; Kelley	2014	North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>Z. marina</i> , <i>R. maritima</i>	34.52646	-77.3737	https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.05.014
Korpanty; Kelley	2014	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>T. testudinum</i>	25.68884	-80.2458	
Korpanty; Kelley	2014	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>T. testudinum</i>	25.15022	-80.4095	
Korpanty; Kelley	2014	North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>Z. marina</i> , <i>R. maritima</i>	34.72485	-76.8366	
Korpanty; Kelley	2014	North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>Z. marina</i> , <i>R. maritima</i>	34.82062	-76.4525	
Kurdziel; Bell	1992	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i>	27.58593	-82.6023	https://doi.org/10.1016/0022-0981(92)90146-2
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.06632	-80.9187	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134068
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.83661	-80.788	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	28.77707	-80.8338	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.69859	-80.6863	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.52017	-80.6101	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	28.45121	-80.7441	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.37781	-80.6486	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.28068	-80.6439	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	28.19087	-80.647	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	28.06615	-80.5843	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>T. testudinum</i>	27.84522	-80.4742	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>T. testudinum</i>	27.49124	-80.3344	

Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>T. testudinum</i>	27.15532	-80.1684	
Lapoint <i>et al.</i>	2020	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>T. testudinum</i>	26.9449	-80.0775	
Lapoint <i>et al.</i>	2015	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.16693	-80.1651	https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.01.004
Lapoint <i>et al.</i>	2015	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.8706	-80.8154	
Lapoint <i>et al.</i>	2015	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.76873	-80.8292	
Lapoint <i>et al.</i>	2015	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.4844	-80.6306	
Lapoint <i>et al.</i>	2015	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.89869	-80.5005	
Lapoint <i>et al.</i>	1994	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.84036	-80.7952	NA
Lapoint <i>et al.</i>	1994	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.55836	-81.7491	
Lapoint <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. wrightii</i>	24.66124	-81.3345	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.019
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	26.45743	-97.3691	
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	26.53143	-97.372	
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	26.79292	-97.4648	
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	27.40153	-97.3582	
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	27.64268	-97.2252	
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	27.76125	-97.1492	
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	27.89322	-97.1112	
Larkin <i>et al.</i>	2017			<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	28.14317	-96.8111	
Larkin <i>et al.</i>	2017	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>H. engelmannii</i>	26.01792	-97.1847	https://doi.org/10.3354/meps12037
Lebreton <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>R. maritima</i> , <i>H. wrightii</i>	28.11608	-97.0258	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.024
Lebreton <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>R. maritima</i> , <i>H. wrightii</i>	28.03098	-97.0231	
Lebreton <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.84491	-97.062	
Lebreton <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>			
Lee; Dunton	2000	Texas	Estados Unidos	<i>T. testudinum</i> , <i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	21.81667	-97.1167	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(00)00300-2

Lee; Dunton	2000	Texas	Estados Unidos	<i>T. testudinum, H. wrightii, S. filiforme</i>	26.13333	-97.2	
Lewis; Russel	2015	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.76508	-82.4321	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.001
Lewis; Russel		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.73984	-82.462	
Lewis; Russel		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.6952	-82.5121	
Lewis; Russel		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.67662	-82.5033	
Lewis; Russel		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.66975	-82.5148	
Lewis; Russel		Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.60244	-82.5601	
Livingston <i>et al.</i>	1998	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme, T. testudinum, H. wrightii</i>	30.0268	-83.9366	https://doi.org/10.1016/s0304-3770(97)00079-x
Livingston <i>et al.</i>	1998	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme, T. testudinum, H. wrightii</i>	29.94351	-83.8008	
Longhini <i>et al.</i>	2015	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-16.3324	-39.0031	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.034
López-Sánchez <i>et al.</i>	2020	Paranaguá Península	Venezuela	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	12.01422	-69.8333	https://doi.org/10.1590/2358-2936e2020025
Macías	2012	Yucatán	México	<i>H. wrightii</i>	21.26272	-89.7352	NA
Macías	2012	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.04386	-97.5907	
Macías	2012	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	21.60676	-97.5433	
Magalhães; Amaral	2021	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-3.86667	-32.425	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103305
Major; Dunton	2002	Texas	Estados Unidos	<i>T. testudinum, H. wrightii, H. engelmannii, R. maritima</i>	27.81667	-97.1167	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(02)00212-5
Major; Dunton	2002	Texas	Estados Unidos	<i>T. testudinum, H. wrightii, H. engelmannii, R. maritima</i>	27.85	-97.1333	
Martin <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.53	-97.2867	https://doi.org/10.1515/bot.2008.015
Martin <i>et al.</i>	2009	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.27	-97.385	
MasonJones <i>et al.</i>	2010	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme, T. testudinum, R. maritima, H. wrightii</i>	27.87233	-82.5365	https://doi.org/10.1093/czoolo/56.1.118
Mibrandt, E.C. <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	26.44374	-82.0834	https://doi.org/10.1515/bot.2008.020
Michot <i>et al.</i>	2008	Louisiana	Estados Unidos	<i>T. testudinum, H. wrightii, S. filiforme</i>	29.98013	-88.8675	NA
Michot <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	26.47481	-97.3933	
Michot <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	27.33497	-97.676	

Michot <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	27.65919	-97.2466	
Michot <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	27.86873	-97.1231	
Milbrandt <i>et al.</i>	2015	Flórida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	26.46911	-82.1634	https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.043
Milbranst <i>et al.</i>	2012	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	26.48711	-82.1813	https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.03.012
Milbranst <i>et al.</i>	2012			<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	26.55378	-82.1967	
Mojica; Nelson	1993	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	27.94652	-80.5318	https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90402-k
Moncreiff; Sullivan	2001	Mississippi	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.25735	-88.705	https://doi.org/10.3354/meps215093
Mutchler <i>et al.</i>	2007	Quintana Roo	Mexico	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	20.39403	-87.3139	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.005
Mutchler; Hoffman	2017	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, S. filiforme, T. testudinum</i>	30.30545	-87.3925	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.09.015
Olivera-Gomez; Mellink	2013	Yucatán	Mexico	<i>R. maritima, H. wrightii</i>	18.75	-88	https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.2.216
Omena; Creed	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.7697	-41.8841	https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2004.00031.x
Omena; Creed	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.8841	-42.0024	
Omena; Creed	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9347	-43.9096	
Omena; Creed	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-22.9937	-43.9156	
Omena; Creed	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.0118	-44.2238	
Omena; Creed	2004	Rio de Janeiro	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-23.221	-44.623	
Pavone <i>et al.</i>	2020	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.8284	-45.4229	https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105108
Pavone <i>et al.</i>	2020	São Paulo	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-23.7482	-45.3486	
Pereira <i>et al.</i>	2010	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-8.6925	-35.0872	https://doi.org/10.1590/s0001-37652010000300009
Pérez-Castañeda <i>et al.</i>	2009	Tamaulipas	México	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	25.22079	-97.4745	https://doi.org/10.1017/s0025315409990865
Pérez-Castañeda <i>et al.</i>	2010	Tamaulipas	México	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	25.03474	-97.5802	
Pérez-Castañeda <i>et al.</i>	2011	Tamaulipas	México	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	24.72952	-97.6461	
Pérez-Castañeda <i>et al.</i>	2012	Tamaulipas	México	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	24.46979	-97.712	
Pérez-Castañeda <i>et al.</i>	2013	Tamaulipas	México	<i>H. wrightii, S. filiforme</i>	24.15428	-97.7349	
Pinckney; Micheli	1998	North Carolina	Estados Unidos	<i>H. wrightii, Z. marina</i>	34.7	-76.4	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(97)00115-9

Pitanga <i>et al.</i>	2012	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-7.72969	-34.8257	https://doi.org/10.1590/s0001-37652012005000010
Pitanga <i>et al.</i>	2012	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-7.75353	-34.8238	
Powell <i>et al.</i>	1991	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	25.15658	-80.5086	https://doi.org/10.1016/0272-7714(91)90075-m
Powell <i>et al.</i>	1991	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	25.13562	-80.4727	
Powell <i>et al.</i>	1991	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	25.12775	-80.4829	
Powell <i>et al.</i>	1991	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	24.99731	-80.6101	
Pu; Bell	2016	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme, T. testudinum, H. wrightii</i>	28.06	-82.8125	https://doi.org/10.1109/igarss.2016.7730998
Pu; Bell	2013	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme</i>	28.06	-82.8125	https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.06.008
Ramírez, <i>et al.</i>	2017	Usulután	El Salvador	<i>H. wrightii</i>	13.18333	-88.5167	
Ramírez, <i>et al.</i>	2017	Usulután	El Salvador	<i>H. wrightii</i>	13.01667	-88.4833	https://doi.org/10.3856/vol45-issue4-fulltext-26
Ray <i>et al.</i>	2014	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme</i>	27.88839	-97.1379	https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107751
Reese <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.68143	-97.2135	https://doi.org/10.1007/s12237-008-9096-x
Reese <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.5993	-97.2602	
Reese <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.6284	-97.2465	
Reese <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.63564	-97.2333	
Reese <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.6559	-97.2352	
Reese <i>et al.</i>	2008	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.65906	-97.2573	
Renán; Brulé	2006	Quintana Roo	México	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme</i>	21.48733	-87.503	https://doi.org/10.1577/t04-201.1
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.5046	-82.6838	https://doi.org/10.1038/s41598-019-51856-9
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.8498	-80.4606	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.8193	-82.503	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.8188	-82.4895	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, H. decipiens</i>	27.4557	-80.3029	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.7875	-82.77	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.7542	-82.6287	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.6686	-82.735	

Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.637	-82.5599	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.6362	-82.5631	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, H. decipiens</i>	27.2301	-80.2157	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.4449	-82.6808	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.2934	-80.2496	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.2934	-80.2496	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i>	26.7814	-80.0455	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, H. decipiens</i>	25.9462	-80.1319	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	26.7813	-82.1646	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	26.5528	-82.1819	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	26.4869	-82.1774	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.8137	-80.1577	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	25.1687	-80.3827	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.7111	-81.1278	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.6552	-81.3026	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.5612	-81.7488	
Rezek <i>et al.</i>	2019	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	24.5581	-81.7567	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	21.03125	-97.3549	https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.007
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	21.01407	-97.3502	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	20.99765	-97.3465	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	20.98811	-97.3444	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	20.98582	-97.3536	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	20.9956	-97.3595	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	21.00105	-97.366	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	21.00682	-97.3681	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii</i>	21.01195	-97.3674	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.59156	-96.3881	

Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.59003	-96.3865	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.59189	-96.3869	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.58687	-96.3821	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.5724	-96.3864	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.57207	-96.3891	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.57765	-96.3885	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.57757	-96.386	
Rivera-Guzmán <i>et al.</i>	2014	Veracruz	México	<i>H. wrightii, R. maritima</i>	19.57636	-96.3881	
Robbins; Bell	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.61159	-82.724	https://doi.org/10.3354/meps282221
Robbins; Bell	2000	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme, R. maritima</i>	27.64803	-82.6871	https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1193:doassl]2.0.co;2
Rose; Dawes	1999	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum, H. wrightii, H. engelmannii</i>	27.69205	-82.526	https://doi.org/10.3354/meps184083
Ross <i>et al.</i>	2003	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens, R. maritima</i>	27.45762	-80.3108	
Ross <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>T. testudinum, S. filiforme, H. wrightii</i>	27.53697	-80.3491	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.09.003
Ruiz-Fernández <i>et al.</i>	2020			<i>H. wrightii</i>	18.73153	-91.5408	https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106843
Sá <i>et al.</i>	2015	Paraná	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-25.3173	-48.371	https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.037
Sharma <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.38306	-88.2814	http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.003
Sheridan <i>et al.</i>	2003	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.20323	-94.9715	https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2003.00126.x
Sheridan <i>et al.</i>	2003	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.15774	-95.0302	
Short <i>et al.</i>	2006	Bahia	Brasil	<i>T. testudinum, S. filiforme, H. wrightii</i>	-17.9667	-38.7167	https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00095.x
Short <i>et al.</i>	2006	Stann Creek	Belize	<i>H. wrightii</i>	16.62811	-88.3561	
Short <i>et al.</i>	2006	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii, H. decipiens</i>	-8.79182	-35.1023	
Siegal-Willott <i>et al.</i>	2010	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	27.76278	-82.4425	https://doi.org/10.1638/2009-0118.1
Siegal-Willott <i>et al.</i>	2010	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme</i>	27.65667	-82.6764	
Silva <i>et al.</i>	2017	Pernambuco	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-8.35692	-34.9562	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.09.005
Slone <i>et al.</i>	2009	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum, H. engelmannii, S. filiforme, H. decipiens</i>	25.84479	-81.49	https://doi.org/10.3354/meps10156

Soares <i>et al.</i>	2018	Rio Grande do Norte	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-5.10663	-36.6031	https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.07.007
Sordo <i>et al.</i>		Paraná	Brasil		-25.5432	-48.4099	
Sordo <i>et al.</i>		Paraná	Brasil		-25.5433	-48.4021	
Sordo <i>et al.</i>	2011	Paraná	Brasil	<i>H. wrightii</i>	-25.5422	-48.4012	https://doi.org/10.1515/bot.2011.007
Stutes <i>et al.</i>	2007	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.308	-87.403	https://doi.org/10.3354/meps07036
Stutes <i>et al.</i>	2007	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	30.313	-87.469	
Talbot; Lawrence	2002	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.89167	-82.6378	https://doi.org/10.1016/s0022-0981(02)00208-3
Taplin <i>et al.</i>	2005	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.34554	-80.7037	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.06.003
Tedesco <i>et al.</i>	2018	Bahia	Brasil	<i>H. decipiens</i>	-16.3938	-38.9967	https://doi.org/10.1080/00222933.2018.1552332
Thayer <i>et al.</i>	1999	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme, H. wrightii, T. testudinum</i>	25.13305	-80.9248	https://doi.org/10.2307/1353215
Thayer <i>et al.</i>	2000	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme, H. wrightii, T. testudinum</i>	25.10004	-80.941	
Thayer <i>et al.</i>	2001	Florida	Estados Unidos	<i>S. filiforme, H. wrightii, T. testudinum</i>	25.06086	-80.9286	
Tiling; Proffitt	2017	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.53274	-80.3482	https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.11.015
Torrano-Silva; Oliveira	2019	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii, H. decipiens</i>	-17.9694	-38.7105	https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.09.019
Torrano-Silva; Oliveira	2019	Bahia	Brasil	<i>H. wrightii, H. decipiens</i>	-17.9662	-38.7067	
Trevathan-Tackett <i>et al.</i>	2017	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum</i>	30.3036	-87.4134	https://doi.org/10.1111/1365-2664.13081
Trevis; Sheridan	2006	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.0682	-95.1457	https://doi.org/10.3354/meps322117
Trevis; Sheridan		Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.03601	-95.2051	
Trevis; Sheridan		Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.72494	-95.791	
Trevis; Sheridan		Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	28.47689	-96.4101	
Trevis; Sheridan		Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.10278	-95.1083	
Trevis; Sheridan		Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	29.21145	-94.9597	
Valentine <i>et al.</i>	2004	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme</i>	29.78077	-85.3245	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.04.001
van Tussenbroek <i>et al.</i>	2016	Bonaire and Sint Maarten	Mar do Caribe	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme, H. stipulacea</i>	12.09361	-68.235	https://doi.org/10.1016/j.seares.2016.05.005
van Tussenbroek <i>et al.</i>	2016	Bonaire and Sint Maarten	Mar do Caribe	<i>H. wrightii, T. testudinum, S. filiforme, H. stipulacea</i>	18.05333	-63.0175	

van Tussenbroek <i>et al.</i>	2016	Bonaire and Sint Maarten	Mar do Caribe	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i> , <i>T. testudinum</i>	18.10667	-63.0172	
van Tussenbroek; Muhlia-Montero	2013	Yucatan	Mexico	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	20.86833	-86.8517	https://doi.org/10.1007/s10682-012-9600-4
Virnstein; Hall	2009	Florida	Estados Unidos	<i>H. johnsonii</i> , <i>H. decipiens</i>	28.03281	-80.5508	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.05.007
Virnstein; Hall	2009	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i> , <i>H. johnsonii</i>	27.85574	-80.4616	
Virnstein; Hall	2009	Florida	Estados Unidos	<i>H. johnsonii</i> , <i>H. decipiens</i>	28.00647	-80.562	
Wang <i>et al.</i>	2014	Florida	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i> , <i>S. filiforme</i>	30.0719	-83.9513	https://doi.org/10.1007/s00027-014-0357-4
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.94759	-97.0054	https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.03.008
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.68773	-97.1947	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.69397	-97.1892	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.69868	-97.1831	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.70666	-97.1786	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.70947	-97.1774	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.71137	-97.1761	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.71486	-97.174	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.93751	-97.0408	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.94145	-97.0345	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.94274	-97.0333	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.94357	-97.0321	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.94585	-97.0155	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.94615	-97.0121	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.9463	-97.0137	
Williams. J.A. <i>et al.</i>	2016	Texas	Estados Unidos	<i>H. wrightii</i>	27.94721	-97.007	
York <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i> , <i>H. johnsonii</i>	27.85617	-80.4507	https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.11.005
York <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i> , <i>H. johnsonii</i>	26.96133	-80.0793	
York <i>et al.</i>	2008	Florida	Estados Unidos	<i>H. decipiens</i> , <i>H. johnsonii</i>	25.92033	-80.1257	

Referências dos artigos utilizados na revisão sistemática

- ADAMS, Aaron J.; LOCASCIO, James V.; ROBBINS, Bradley D. Microhabitat use by a post-settlement stage estuarine fish: evidence from relative abundance and predation among habitats. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 299, n. 1, p. 17–33, fev. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.08.013>.
- AMADO-FILHO, Gm.; SALGADO, Lt.; REBELO, Mf.; REZENDE, Ce.; KAREZ, Cs.; PFEIFFER, Wc. Heavy metals in benthic organisms from Todos os Santos Bay, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 95–100, fev. 2008. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000100013>.
- ANGEL, Rachel. Genetic diversity of *Halodule wrightii* using random amplified polymorphic DNA. **Aquatic Botany**, v. 74, n. 2, p. 165–174, out. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00079-7).
- ARMITAGE, Anna R.; FRANKOVICH, Thomas A.; FOURQUREAN, James W. Long-Term Effects of Adding Nutrients to an Oligotrophic Coastal Environment. **Ecosystems**, v. 14, n. 3, p. 430–444, abr. 2011. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9421-2>.
- ARNOLD, Patricia I.; SERAFY, Joseph E.; CLARKE, M.Elizabeth; SCHULTZ, Duane R. An immunological study of predation on hatchery-reared, juvenile red drum (*Sciaenops ocellatus*, Linnaeus): description of an ELISA and predator-prey studies in nature. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 199, n. 1, p. 29–44, jul. 1996. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(95\)00166-2](https://doi.org/10.1016/0022-0981(95)00166-2).
- ARNOSTI, C.; ZIERVOGEL, K.; OCAMPO, L.; GHOBRIAL, S. Enzyme activities in the water column and in shallow permeable sediments from the northeastern Gulf of Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 84, n. 2, p. 202–208, set. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.06.018>.
- BADGLEY, Brian D.; NAYAK, Bina S.; HARWOOD, Valerie J. The importance of sediment and submerged aquatic vegetation as potential habitats for persistent strains of enterococci in a subtropical watershed. **Water Research**, v. 44, n. 20, p. 5857–5866, dez. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.005>.
- BARROS, Kcrishna V. S.; SOUZA-FILHO, Jesser F.; PAIVA, Ricardo J. C.; ARAÚJO-SILVA, Catarina L.; ALMEIDA, Alexandre O.; ROCHA-BARREIRA, Cristina A. Seasonal variation of the crustacean fauna in the belowground and aboveground strata in a *Halodule wrightii* meadow of northeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 107, n. 0, 11 dez. 2017. DOI 10.1590/1678-4766e2017048. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212017000100248&lng=en&tlng=en. Acesso em: 22 out. 2021.
- BARROS, Kcrishna Vilanova de Souza; XIMENES, Caroline Feijão; CARNEIRO, Pedro Bastos Macedo; ROCHA-BARREIRA, Cristina de Almeida; MAGALHÃES, Karine Matos. Influence of the shoot density of *Halodule wrightii* Ascherson from rocky and sandy habitats on associated macroalgal communities. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, n. 4, p. 205–214, dez. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592013000400001>.
- BARROS, Kcrishna V.S.; ROCHA-BARREIRA, Cristina A. Responses of the molluscan fauna to environmental variations in a *Halodule wrightii* Ascherson ecosystem from

- Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 4, p. 1397–1410, 10 out. 2013. <https://doi.org/10.1590/0001-37652013101212>.
- BELL, Susan S. Gap Dynamics in a Seagrass Landscape. **Ecosystems**, v. 2, n. 6, p. 493–504, 30 out. 1999. <https://doi.org/10.1007/s100219900097>.
- BELL, Susan S.; FONSECA, Mark S.; KENWORTHY, W. Judson. Dynamics of a subtropical seagrass landscape: links between disturbance and mobile seed banks. **Landscape Ecology**, v. 23, n. S1, p. 67–74, jan. 2008. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9137-z>.
- BELL, Susan S.; TEWFIK, Alexander; HALL, Margaret O.; FONSECA, Mark S. Evaluation of Seagrass Planting and Monitoring Techniques: Implications for Assessing Restoration Success and Habitat Equivalency. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 3, p. 407–416, set. 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00308.x>.
- BERTELLI, Chiara M.; CREED, Joel C.; NUUTTILA, Hanna K.; UNSWORTH, Richard K.F. The response of the seagrass *Halodule wrightii* Ascherson to environmental stressors. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 238, p. 106693, jun. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106693>.
- BLACKMON, Derrick C; EGGLESTON, David B. Factors influencing planktonic, post-settlement dispersal of early juvenile blue crabs (*Callinectes sapidus* Rathbun). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 257, n. 2, p. 183–203, mar. 2001. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00334-8](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00334-8).
- BOLOGNA, Paul A.X.; HECK, Kenneth L. Differential predation and growth rates of bay scallops within a seagrass habitat. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 239, n. 2, p. 299–314, jun. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00039-8](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00039-8).
- BOOTH, Dm; HECK, Kl. Effects of the American oyster *Crassostrea virginica* on growth rates of the seagrass *Halodule wrightii*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 389, p. 117–126, 4 set. 2009. <https://doi.org/10.3354/meps08163>.
- BORTONE, Stephen A. (Org.). The Effects of Dock Height on Light Irradiance (PAR) and Seagrass (*Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*) Cover. **Seagrasses**. 0 ed. [S. l.]: CRC Press, 1999. p. 67–82. DOI 10.1201/9781420074475-9. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/9781420074475/chapters/10.1201/9781420074475-9>. Acesso em: 22 out. 2021.
- BOURQUE, Amanda S.; FOURQUIREAN, James W. Effects of common seagrass restoration methods on ecosystem structure in subtropical seagrass meadows. **Marine Environmental Research**, v. 97, p. 67–78, jun. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.03.001>.
- BOURQUE, Amanda S.; FOURQUIREAN, James W. Variability in herbivory in subtropical seagrass ecosystems and implications for seagrass transplanting. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 445, p. 29–37, jul. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.03.014>.
- BREAUX, Natasha; LEBRETON, Benoit; PALMER, Terence A.; GUILLOU, Gaël; BESERES POLLACK, Jennifer. Ecosystem resilience following salinity change in a hypersaline estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 225, p. 106258, set. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106258>.

- BREININGER, David R.; BREININGER, Robert D.; HALL, Carlton R. Effects of surrounding land use and water depth on seagrass dynamics relative to a catastrophic algal bloom: Multistate Seagrass Dynamics. **Conservation Biology**, v. 31, n. 1, p. 67–75, fev. 2017. <https://doi.org/10.1111/cobi.12791>.
- BREITHAUPT, Joshua L.; DUGA, Evan; WITT, Megan; FILYAW, Rebecca; FRIEDLAND, Noah; DONNELLY, Melinda J.; WALTERS, Linda J.; CHAMBERS, Lisa G. Carbon and nutrient fluxes from seagrass and mangrove wrack are mediated by soil interactions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 229, p. 106409, nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106409>.
- BRITO, Geysa B.; DE SOUZA, Thaís L.; DO N. COSTA, Fernanda; MOURA, Carlos W.N.; KORN, Maria Graças A. Baseline trace elements in the seagrass *Halodule wrightii* Aschers (Cymodoceaceae) from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, n. 1–2, p. 335–342, mar. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.044>.
- BROOKS, Robert A; BELL, Susan S. Mobile corridors in marine landscapes: enhancement of faunal exchange at seagrass/sand ecotones. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 264, n. 1, p. 67–84, set. 2001. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00310-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00310-0).
- BUCOLO, Philip; SULLIVAN, Michael J.; ZIMBA, Paul V. EFFECTS OF NUTRIENT ENRICHMENT ON PRIMARY PRODUCTION AND BIOMASS OF SEDIMENT MICROALGAE IN A SUBTROPICAL SEAGRASS BED ¹. **Journal of Phycology**, v. 44, n. 4, p. 874–881, ago. 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00539.x>.
- BURD, Ab; DUNTON, Kh. Field verification of a light-driven model of biomass changes in the seagrass *Halodule wrightii*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 209, p. 85–98, 2001. <https://doi.org/10.3354/meps209085>.
- BURKE, John Selden; KENWORTHY, W. Judson; WOOD, Lisa L. Ontogenetic patterns of concentration indicate lagoon nurseries are essential to common grunts stocks in a Puerto Rican bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, n. 4, p. 533–543, mar. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.11.023>.
- CAMPOS-DÁVILA, Lucía; PÉREZ-ESTRADA, Claudia J.; RODRÍGUEZ-ESTRELLA, Ricardo; MORALES-BOJÓRQUEZ, Enrique; BRUN-MURILLO, Fernando G.; BALART, Eduardo F. Seagrass *Halodule wrightii* as a new habitat for the amphioxus *Branchiostoma californiense* (Cephalochordata, Branchiostomidae) in the southern Gulf of California, Mexico. **ZooKeys**, v. 873, p. 113–131, 29 ago. 2019. <https://doi.org/10.3897/zookeys.873.33901>.
- CARNEIRO, Pedro Bastos de Macêdo; LIMA, Jadson Pinto de; BANDEIRA, Ênio Victor Paiva; XIMENES NETO, Antônio Rodrigues; ROCHA BARREIRA, Cristina de Almeida; TÂMEGA, Frederico Tapajós de Souza; MATTHEWS-CASCON, Helena; FRANKLIN JUNIOR, Wilson; MORAIS, Jader Onofre de. Structure, growth and CaCO₃ production in a shallow rhodolith bed from a highly energetic siliciclastic-carbonate coast in the equatorial SW Atlantic Ocean. **Marine Environmental Research**, v. 166, p. 105280, abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105280>.
- CASARES, Fernanda Araujo; CREED, Joel Christopher. Do Small Seagrasses Enhance Density, Richness, and Diversity of Macrofauna? **Journal of Coastal Research**, v. 243, p. 790–797, maio 2008. <https://doi.org/10.2112/05-0565.1>.

- CAVALCANTE, Lorraine Lopes; BARROSO, Cristiane Xerez; CARNEIRO, Pedro Bastos de Macêdo; MATTHEWS-CASCON, Helena. Spatiotemporal dynamics of the molluscan community associated with seagrass on the western equatorial Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 99, n. 06, p. 1285–1294, set. 2019. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000183>.
- CHACIN, D.H.; STALLINGS, C.D. Disentangling fine- and broad- scale effects of habitat on predator–prey interactions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 483, p. 10–19, out. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.05.008>.
- CHO, H.J.; BIBER, P.D.; DARNELL, K.M.; DUNTON, K.H. Seasonal and Annual Dynamics in Seagrass Beds of the Grand Bay National Estuarine Research Reserve, Mississippi. **Southeastern Geographer**, v. 57, n. 3, p. 246–272, 2017. <https://doi.org/10.1353/sgo.2017.0024>.
- CHRISTIAEN, B; LEHRTER, Jc; GOFF, J; CEBRIAN, J. Functional implications of changes in seagrass species composition in two shallow coastal lagoons. **Marine Ecology Progress Series**, v. 557, p. 111–121, 28 set. 2016. <https://doi.org/10.3354/meps11847>.
- CHRISTIAEN, Bart; MCDONALD, Ashley; CEBRIAN, Just; ORTMANN, Alice C. Response of the microbial community to environmental change during seagrass transplantation. **Aquatic Botany**, v. 109, p. 31–38, ago. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.03.008>.
- CHRISTIAN, Robert R.; LUCZKOVICH, Joseph J. Organizing and understanding a winter’s seagrass foodweb network through effective trophic levels. **Ecological Modelling**, v. 117, n. 1, p. 99–124, abr. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00022-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00022-8).
- CLEMENTS, L. A. J.; BELL, S. S.; KURDZIEL, J. P. Abundance and arm loss of the infaunal brittlestar *Ophiophragmus filigraneus* (Echinodermata: Ophiuroidea), with an experimental determination of regeneration rates in natural and planted seagrass beds. **Marine Biology**, v. 121, n. 1, p. 97–104, dez. 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00349478>.
- COFFER, Megan M.; SCHAEFFER, Blake A.; ZIMMERMAN, Richard C.; HILL, Victoria; LI, Jiang; ISLAM, Kazi A.; WHITMAN, Peter J. Performance across WorldView-2 and RapidEye for reproducible seagrass mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 250, p. 112036, dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112036>.
- COLLADO-VIDES, Ligia; AVILA, Christian; BLAIR, Stephen; LELIAERT, Frederik; RODRIGUEZ, Dení; THYBERG, Travis; SCHNEIDER, Sabrina; ROJAS, Janina; SWEENEY, Pamela; DRURY, Crawford; LIRMAN, Diego. A persistent bloom of *Anadyomene J.V. Lamouroux* (Anadyomenaceae, Chlorophyta) in Biscayne Bay, Florida. **Aquatic Botany**, v. 111, p. 95–103, nov. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.06.010>.
- CONGDON, Victoria M.; WILSON, Sara S.; DUNTON, Kenneth H. Evaluation of Relationships Between Cover Estimates and Biomass in Subtropical Seagrass Meadows and Application to Landscape Estimates of Carbon Storage. **Southeastern Geographer**, v. 57, n. 3, p. 231–245, 2017. <https://doi.org/10.1353/sgo.2017.0023>.
- CONTI, Luis Americo; TORRES DA MOTA, Giulia; BARCELLOS, Roberto Lima. High-resolution optical remote sensing for coastal benthic habitat mapping: A case study of the

Suape Estuarine-Bay, Pernambuco, Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 193, p. 105205, ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105205>.

CORONA, Adriana; SOTO, Luis A; SÁNCHEZ, Alberto J. Epibenthic amphipod abundance and predation efficiency of the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in habitats with different physical complexity in a tropical estuarine system. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 253, n. 1, p. 33–48, out. 2000a. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00236-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00236-7).

CORONA, Adriana; SOTO, Luis A; SÁNCHEZ, Alberto J. Epibenthic amphipod abundance and predation efficiency of the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in habitats with different physical complexity in a tropical estuarine system. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 253, n. 1, p. 33–48, out. 2000b. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00236-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00236-7).

COSTA, Ana Cecília Pinho; GARCIA, Tatiane Martins; PAIVA, Bárbara Pereira; XIMENES NETO, Antônio Rodrigues; SOARES, Marcelo de Oliveira. Seagrass and rhodolith beds are important seascapes for the development of fish eggs and larvae in tropical coastal areas. **Marine Environmental Research**, v. 161, p. 105064, out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105064>.

CREED, J. C. Epibiosis on cerith shells in a seagrass bed: correlation of shell occupant with epizoite distribution and abundance. **Marine Biology**, v. 137, n. 5–6, p. 775–782, 12 dez. 2000. <https://doi.org/10.1007/s002270000429>.

CREED, Joel C. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 65, n. 1–4, p. 47–58, nov. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00030-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00030-3).

CREED, Joel C; AMADO FILHO, Gilberto 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**, v. 235, n. 2, p. 285–306, mar. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00188-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00188-9).

CREED, Joel Christopher; KINUPP, Monique. Small scale change in mollusk diversity along a depth gradient in a seagrass bed off Cabo Frio, (Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 3, p. 267–276, set. 2011. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000300007>.

CURRAN, H.Allen; MARTIN, Anthony J. Complex decapod burrows and ecological relationships in modern and Pleistocene intertidal carbonate environments, San Salvador Island, Bahamas. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 192, n. 1–4, p. 229–245, mar. 2003. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(02\)00687-9](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(02)00687-9).

DA ROCHA, C.M.C.; VENEKEY, V.; BEZERRA, T.N.C.; SOUZA, J.R.B. Phytal Marine Nematode Assemblages and their Relation with the Macrophytes Structural Complexity in a Brazilian Tropical Rocky Beach. **Hydrobiologia**, v. 553, n. 1, p. 219–230, jan. 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0923-9>.

DARNELL, Kelly M.; DUNTON, Kenneth H. Reproductive phenology of the subtropical seagrasses *Thalassia testudinum* (turtle grass) and *Halodule wrightii* (shoal grass) in the northwest Gulf of Mexico. **Botanica Marina**, v. 59, n. 6, 1 jan. 2016. DOI 10.1515/bot-2016-

0080. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/bot-2016-0080/html>. Acesso em: 22 out. 2021.

DE PAULA, A. F.; FIGUEIREDO, M. A. de 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**, v. 46, n. 5, 5 jan. 2003. DOI 10.1515/BOT.2003.041. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/BOT.2003.041/html>. Acesso em: 22 out. 2021.

DEMES, Kyle W.; BELL, Susan S.; DAWES, Clinton J. The effects of phosphate on the biomineralization of the green alga, *Halimeda incrassata* (Ellis) Lam. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 374, n. 2, p. 123–127, jun. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.04.013>.

DEMES, Kyle W.; LITTLER, Mark M.; LITTLER, Diane S. Comparative phosphate acquisition in giant-celled rhizophytic algae (Bryopsidales, Chlorophyta): Fleshy vs. calcified forms. **Aquatic Botany**, v. 92, n. 2, p. 157–160, fev. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.10.012>.

DEWSBURY, Bryan M.; FOURQUREAN, James W. Artificial Reefs Concentrate Nutrients and Alter Benthic Community Structure in an Oligotrophic, Subtropical Estuary. **Bulletin of Marine Science**, v. 86, n. 4, p. 813–829, 1 out. 2010. <https://doi.org/10.5343/bms.2009.1066>.

DIGIANTONIO, Gina; BLUM, Linda; MCGLATHERY, Karen; VAN DIJK, Kor-jent; WAYCOTT, Michelle. Genetic mosaicism and population connectivity of edge-of-range *Halodule wrightii* populations. **Aquatic Botany**, v. 161, p. 103161, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103161>.

DOUGLASS, James; PAPERNO, Richard; REYIER, Eric A.; HINES, Anson H. **Fish and seagrass communities vary across a marine reserve boundary, but seasonal variation in small fish abundance overshadows top-down effects of large consumer exclosures**. preprint. [S. l.]: MarXiv, 5 out. 2018. DOI 10.31230/osf.io/kudq5. Disponível em: <https://osf.io/kudq5>. Acesso em: 22 out. 2021.

DUNTON, Kenneth H. Production ecology of *Ruppia maritima* L. s.l. and *Halodule wrightii* Aschers, in two subtropical estuaries. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 143, n. 3, p. 147–164, nov. 1990. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(90\)90067-M](https://doi.org/10.1016/0022-0981(90)90067-M).

DURAKO, M. J.; KUNZELMAN, J. I.; KENWORTHY, W. J.; HAMMERSTROM, K. K. Depth-related variability in the photobiology of two populations of *Halophila johnsonii* and *Halophila decipiens*. **Marine Biology**, v. 142, n. 6, p. 1219–1228, jun. 2003. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1038-3>.

EGGERTSEN, L.; FERREIRA, C.E.L.; FONTOURA, L.; KAUTSKY, N.; GULLSTRÖM, M.; BERKSTRÖM, C. Seaweed beds support more juvenile reef fish than seagrass beds in a south-western Atlantic tropical seascape. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 196, p. 97–108, set. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.041>.

EGGLESTON, David B; ETHERINGTON, Lisa L; ELIS, Ward E. Organism response to habitat patchiness: species and habitat-dependent recruitment of decapod crustaceans.

Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 223, n. 1, p. 111–132, maio 1998. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00154-8](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00154-8).

ESTES, Maurice G.; AL-HAMDAN, Mohammad Z.; ELLIS, Jean T.; JUDD, Chaeli; WOODRUFF, Dana; THOM, Ronald M.; QUATTROCHI, Dale; WATSON, Brian; RODRIGUEZ, Hugo; JOHNSON, Hoyt; HERDER, Tom. A Modeling System to Assess Land Cover Land Use Change Effects on SAV Habitat in the Mobile Bay Estuary. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 2, p. 513–536, abr. 2015. <https://doi.org/10.1111/jawr.12263>.

FERGUSON, Chad Allen. Nutrient Pollution and the Molluscan Death Record: Use of Mollusc Shells to Diagnose Environmental Change. **Journal of Coastal Research**, v. 1, p. 250–259, jan. 2008. <https://doi.org/10.2112/06-0650.1>.

FERREIRA, Chirle; SIMIONI, Carmen; SCHMIDT, Éder C.; RAMLOV, Fernanda; MARASCHIN, Marcelo; BOUZON, Zenilda L. The influence of salinity on growth, morphology, leaf ultrastructure, and cell viability of the seagrass *Halodule wrightii* Ascherson. **Protoplasma**, v. 254, n. 4, p. 1529–1537, jul. 2017. <https://doi.org/10.1007/s00709-016-1041-4>.

FILHO, Gilberto M. Amado; CREED, Joel C.; ANDRADE, Leonardo R.; PFEIFFER, Wolfgang C. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. **Aquatic Botany**, v. 80, n. 4, p. 241–251, dez. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.07.011>.

FONSECA, Mark S.; KENWORTHY, W. Judson; GRIFFITH, Emily; HALL, Margaret O.; FINKBEINER, Mark; BELL, Susan S. Factors influencing landscape pattern of the seagrass *Halophila decipiens* in an oceanic setting. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, n. 1, p. 163–174, jan. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.06.014>.

FURMAN, Bradley T.; MERELLO, Manuel; SHEA, Colin P.; KENWORTHY, William J.; HALL, Margaret O. Monitoring of physically restored seagrass meadows reveals a slow rate of recovery for *Thalassia testudinum*: *Thalassia* recolonization in restored vessel injuries. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 2, p. 421–430, mar. 2019. <https://doi.org/10.1111/rec.12877>.

GALLEGOS, C.L.; KENWORTHY, W.J. Seagrass Depth Limits in the Indian River Lagoon (Florida, U.S.A.): Application of an Optical Water Quality Model. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 42, n. 3, p. 267–288, mar. 1996. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0020>.

GALLEGOS, Me; MERINO, M; RODRIGUEZ, A; MARBA, N; DUARTE, Cm. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 109, p. 99–104, 1994. <https://doi.org/10.3354/meps109099>.

GAVIN, Nathan M.; DURAKO, Michael J. Localization and antioxidant capacity of flavonoids from intertidal and subtidal *Halophila johnsonii* and *Halophila decipiens*. **Aquatic Botany**, v. 95, n. 3, p. 242–247, out. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.07.004>.

GIL, Melissa; ARMITAGE, Anna R.; FOURQUIREAN, James W. Nutrient impacts on epifaunal density and species composition in a subtropical seagrass bed. **Hydrobiologia**, v. 569, n. 1, p. 437–447, out. 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0147-7>.

GLOECKNER, David R.; LUCZKOVICH, Joseph J. Experimental assessment of trophic impacts from a network model of a seagrass ecosystem: Direct and indirect effects of gulf

flounder, spot and pinfish on benthic polychaetes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 357, n. 2, p. 109–120, mar. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.12.031>.

GORMAN, Daniel; PAVONE, Carla B.; FLORES, Augusto A.V. Changes to the structure of tropical seagrass meadows (*Halophila decipiens*) in the warm-temperate waters of the southwest Atlantic. **Aquatic Botany**, v. 161, p. 103174, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103174>.

GORMAN, Daniel; TURRA, Alexander; BERGSTROM, Ellie R.; HORTA, Paulo A. Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). **Aquatic Botany**, v. 132, p. 30–36, jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.04.002>.

GOVERS, Laura L.; LAMERS, Leon P.M.; BOUMA, Tjeerd J.; DE BROUWER, Jan H.F.; VAN KATWIJK, Marieke M. Eutrophication threatens Caribbean seagrasses – An example from Curaçao and Bonaire. **Marine Pollution Bulletin**, v. 89, n. 1–2, p. 481–486, dez. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.003>.

GRIZZLE, Raymond E.; RASMUSSEN, Anna; MARTIGNETTE, A.J.; WARD, Krystin; COEN, Loren D. Mapping seston depletion over an intertidal eastern oyster (*Crassostrea virginica*) reef: Implications for restoration of multiple habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 212, p. 265–272, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.013>.

GUERRERO-MESEGUER, L.; COX, T. E.; SANZ-LÁZARO, C.; SCHMID, S.; ENZOR, L. A.; MAJOR, K.; GAZEAU, F.; CEBRIAN, J. Does Ocean Acidification Benefit Seagrasses in a Mesohaline Environment? A Mesocosm Experiment in the Northern Gulf of Mexico. **Estuaries and Coasts**, v. 43, n. 6, p. 1377–1393, set. 2020. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00720-5>.

HALL, Lm; HANISAK, Md; VIRNSTEIN, Rw. Fragments of the seagrasses *Halodule wrightii* and *Halophila johnsonii* as potential recruits in Indian River Lagoon, Florida. **Marine Ecology Progress Series**, v. 310, p. 109–117, 3 abr. 2006. <https://doi.org/10.3354/meps310109>.

HALL, Margaret O.; DURAKO, Michael J.; FOURQUIREAN, James W.; ZIEMAN, Joseph C. Decadal Changes in Seagrass Distribution and Abundance in Florida Bay. **Estuaries**, v. 22, n. 2, p. 445, jun. 1999. <https://doi.org/10.2307/1353210>.

HAMMERSTROM, Kamille K.; JUDSON KENWORTHY, W. A new method for estimation of *Halophila decipiens* Ostenfeld seed banks using density separation. **Aquatic Botany**, v. 76, n. 1, p. 79–86, maio 2003. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00018-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00018-4).

HAMMERSTROM, Kamille K.; KENWORTHY, W. Judson; FONSECA, Mark S.; WHITFIELD, Paula E. Seed bank, biomass, and productivity of *Halophila decipiens*, a deep water seagrass on the west Florida continental shelf. **Aquatic Botany**, v. 84, n. 2, p. 110–120, fev. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.08.002>.

HARTER, Stacey L.; HECK, Kenneth L. Growth rates of juvenile pinfish (*Lagodon rhomboides*): Effects of habitat and predation risk. **Estuaries and Coasts**, v. 29, n. 2, p. 318–327, abr. 2006. <https://doi.org/10.1007/BF02782000>.

- HAUXWELL, Jennifer; CEBRIÁN, Just; HERRERA-SILVEIRA, Jorge A; RAMÍREZ R, Javier; ZALDIVAR J, Arturo; GOMEZ, Nelly; ARANDA-CIREROL, Nancy. Measuring production of *Halodule wrightii*: additional evidence suggests clipping underestimates growth rate. **Aquatic Botany**, v. 69, n. 1, p. 41–54, jan. 2001. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00137-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00137-6).
- HEARNE, Emma L.; JOHNSON, Robert A.; GULICK, Alexandra G.; CANDELMO, Alli; BOLTEN, Alan B.; BJORN DAL, Karen A. Effects of green turtle grazing on seagrass and macroalgae diversity vary spatially among seagrass meadows. **Aquatic Botany**, v. 152, p. 10–15, jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.09.005>.
- HECK KL, Jr; VALENTINE, Jf; PENNOCK, Jr; CHAPLIN, G; SPITZE, Pm. Effects of nutrient enrichment and grazing on shoalgrass *Halodule wrightii* and its epiphytes: results of a field experiment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 326, p. 145–156, 17 nov. 2006. <https://doi.org/10.3354/meps326145>.
- HEIDELBAUGH, W.Schlese; NELSON, Walter G. A power analysis of methods for assessment of change in seagrass cover. **Aquatic Botany**, v. 53, n. 3–4, p. 227–233, abr. 1996. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(95\)01000-9](https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)01000-9).
- HERBERT, D. A.; FOURQUREAN, J. W. Ecosystem Structure and Function Still Altered Two Decades After Short-Term Fertilization of a Seagrass Meadow. **Ecosystems**, v. 11, n. 5, p. 688–700, ago. 2008. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9151-2>.
- HERRERA-SILVEIRA, J. Overview and characterization of the hydrology and primary producer communities of selected coastal lagoons of Yucatán, México. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 1, n. 3–4, p. 353–372, dez. 1998. [https://doi.org/10.1016/S1463-4988\(98\)00014-1](https://doi.org/10.1016/S1463-4988(98)00014-1).
- HERRERA-SILVEIRA, Jorge A.; MORALES-OJEDA, Sara M. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 59, n. 1–3, p. 72–86, jan. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.017>.
- HILL, Victoria J.; ZIMMERMAN, Richard C.; BISSETT, W. Paul; DIERSSEN, Heidi; KOHLER, David D. R. Evaluating Light Availability, Seagrass Biomass, and Productivity Using Hyperspectral Airborne Remote Sensing in Saint Joseph’s Bay, Florida. **Estuaries and Coasts**, v. 37, n. 6, p. 1467–1489, nov. 2014. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9764-3>.
- HITCHCOCK, Gary L.; FOURQUREAN, James W.; DRAKE, Jeana L.; MEAD, Ralph N.; HEIL, Cynthia A. Brevetoxin persistence in sediments and seagrass epiphytes of east Florida coastal waters. **Harmful Algae**, v. 13, p. 89–94, jan. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.008>.
- HOLZER, Kimberly K.; RUEDA, José L.; MCGLATHERY, Karen J. Caribbean Seagrasses as a Food Source for the Emerald Neritid *Smaragdia viridis*. **American Malacological Bulletin**, v. 29, n. 1–2, p. 63–67, mar. 2011. <https://doi.org/10.4003/006.029.0219>.
- HOTALING-HAGAN, Althea; SWETT, Robert; ELLIS, L. Rex; FRAZER, Thomas K. A spatial model to improve site selection for seagrass restoration in shallow boating environments. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 42–54, jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.005>.

HOWARD, Jason L.; CREED, Joel C.; AGUIAR, Mariana V. P.; FOURQUIREAN, James W. CO₂ released by carbonate sediment production in some coastal areas may offset the benefits of seagrass “Blue Carbon” storage. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 1, p. 160–172, jan. 2018. <https://doi.org/10.1002/lno.10621>.

HOWARD, Jason L.; PEREZ, Alex; LOPES, Christian C.; FOURQUIREAN, James W. Fertilization Changes Seagrass Community Structure but not Blue Carbon Storage: Results from a 30-Year Field Experiment. **Estuaries and Coasts**, v. 39, n. 5, p. 1422–1434, set. 2016. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0085-1>.

JANIAK, Dean S.; BRANSON, David. Impacts of habitat and predation on epifaunal communities from seagrass beds and artificial structures. **Marine Environmental Research**, v. 163, p. 105225, jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105225>.

JEWETT-SMITH, Jeri; MCMILLAN, Calvin; KENWORTHY, W. Judson; BIRD, Kimon. Flowering and genetic banding patterns of *Halophila johnsonii* and conspecifics. **Aquatic Botany**, v. 59, n. 3–4, p. 323–331, dez. 1997. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00064-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00064-8).

JOHNSON, Matthew W.; HECK, Kenneth L.; FOURQUIREAN, James W. Nutrient content of seagrasses and epiphytes in the northern Gulf of Mexico: Evidence of phosphorus and nitrogen limitation. **Aquatic Botany**, v. 85, n. 2, p. 103–111, ago. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.02.003>.

KAHN, Amanda E.; DURAKO, Michael J. Photosynthetic tolerances to desiccation of the co-occurring seagrasses *Halophila johnsonii* and *Halophila decipiens*. **Aquatic Botany**, v. 90, n. 2, p. 195–198, fev. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.07.003>.

KALDY, James E.; ONUF, Christopher P.; ELDRIDGE, Peter M.; CIFUENTES, Luis A. Carbon budget for a subtropical seagrass dominated coastal lagoon: How important are seagrasses to total ecosystem net primary production? **Estuaries**, v. 25, n. 4, p. 528–539, ago. 2002. <https://doi.org/10.1007/BF02804888>.

KENNEDY, Mary A.; HECK, Kenneth L.; MICHOT, Thomas C. Impacts of wintering redhead ducks (*Aythya americana*) on seagrasses in the northern Gulf of Mexico. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 506, p. 42–48, set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2018.05.009>.

KENWORTHY, W. Judson; HALL, Margaret O.; HAMMERSTROM, Kamille K.; MERELLO, Manuel; SCHWARTZSCHILD, Arthur. Restoration of tropical seagrass beds using wild bird fertilization and sediment regrading. **Ecological Engineering**, v. 112, p. 72–81, mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.008>.

KOCH, M.S.; SCHOPMEYER, S.; KYHN-HANSEN, C.; MADDEN, C.J. Synergistic effects of high temperature and sulfide on tropical seagrass. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 341, n. 1, p. 91–101, fev. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.004>.

KOCH, M.S.; SCHOPMEYER, S.A.; KYHN-HANSEN, C.; MADDEN, C.J.; PETERS, J.S. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. **Aquatic Botany**, v. 86, n. 1, p. 14–24, jan. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.08.003>.

- KOPLOVITZ, Gil; MCCLINTOCK, James B. An evaluation of chemical and physical defenses against fish predation in a suite of seagrass-associated ascidians. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 407, n. 1, p. 48–53, out. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.06.038>.
- KORPANTY, Chelsea A.; KELLEY, Patricia H. Molluscan live–dead agreement in anthropogenically stressed seagrass habitats: Siliciclastic versus carbonate environments. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 410, p. 113–125, set. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.05.014>.
- KURDZIEL, Josepha P.; BELL, Susan S. Emergence and dispersal of phytal-dwelling meiobenthic copepods. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 163, n. 1, p. 43–64, nov. 1992. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(92\)90146-2](https://doi.org/10.1016/0022-0981(92)90146-2).
- LAPOINTE, Brian E.; BARILE, Peter J.; MATZIE, William R. Anthropogenic nutrient enrichment of seagrass and coral reef communities in the Lower Florida Keys: discrimination of local versus regional nitrogen sources. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 308, n. 1, p. 23–58, set. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.019>.
- LAPOINTE, Brian E.; HERREN, Laura W.; BREWTON, Rachel A.; ALDERMAN, Pamela K. Nutrient over-enrichment and light limitation of seagrass communities in the Indian River Lagoon, an urbanized subtropical estuary. **Science of The Total Environment**, v. 699, p. 134068, jan. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134068>.
- LAPOINTE, Brian E.; HERREN, Laura W.; DEBORTOLI, David D.; VOGEL, Margaret A. Evidence of sewage-driven eutrophication and harmful algal blooms in Florida’s Indian River Lagoon. **Harmful Algae**, v. 43, p. 82–102, mar. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.01.004>.
- LARKIN, Pd; MALONEY, Tj; RUBIANO-RINCON, S; BARRETT, Mm. A map-based approach to assessing genetic diversity, structure, and connectivity in the seagrass *Halodule wrightii*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 567, p. 95–107, 13 mar. 2017. <https://doi.org/10.3354/meps12037>.
- LEBRETON, Benoit; BESERES POLLACK, Jennifer; BLOMBERG, Brittany; PALMER, Terence A.; ADAMS, Leslie; GUILLOU, Gaël; MONTAGNA, Paul A. Origin, composition and quality of suspended particulate organic matter in relation to freshwater inflow in a South Texas estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 170, p. 70–82, mar. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.024>.
- LEE, Kun-Seop; DUNTON, Kenneth H. Diurnal changes in pore water sulfide concentrations in the seagrass *Thalassia testudinum* beds: the effects of seagrasses on sulfide dynamics. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 255, n. 2, p. 201–214, dez. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00300-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00300-2).
- LEWIS, M.A.; RUSSELL, M.J. Contaminant profiles for surface water, sediment, flora and fauna associated with the mangrove fringe along middle and lower eastern Tampa Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 95, n. 1, p. 273–282, jun. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.001>.
- LIVINGSTON, Robert J; MCGLYNN, Sean E; NIU, Xufeng. Factors controlling seagrass growth in a gulf coastal system: Water and sediment quality and light. **Aquatic Botany**, v. 60, n. 2, p. 135–159, fev. 1998. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00079-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00079-X).

LONGHINI, Cybelle M.; SOUZA, Marcelo F.L.; SILVA, Ananda M. Net ecosystem production, calcification and CO₂ fluxes on a reef flat in Northeastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 13–23, dez. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.034>.

LÓPEZ-SÁNCHEZ, Beatriz; VERA-CARIPE, Jonathan; MENDOZA, M. Daniela; MARIÑO, Joany. First record of *Alpheus platycheirus* Boone, 1927 (Crustacea, Alpheidae) on the northwest coast of Venezuela. **Nauplius**, v. 28, p. e2020025, 2020. <https://doi.org/10.1590/2358-2936e2020025>.

MAGALHÃES, Karine Matos; AMARAL, Camila Bezerra. First description of seagrass meadows from Fernando de Noronha archipelago in the tropical Southwestern Atlantic. **Aquatic Botany**, v. 168, p. 103305, jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103305>.

MAJOR, Kelly M; DUNTON, Kenneth H. Variations in light-harvesting characteristics of the seagrass, *Thalassia testudinum*: evidence for photoacclimation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 275, n. 2, p. 173–189, ago. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(02\)00212-5](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00212-5).

MARTIN, Summer R.; ONUF, Christopher P.; DUNTON, Kenneth H. Assessment of propeller and off-road vehicle scarring in seagrass beds and wind-tidal flats of the southwestern Gulf of Mexico. **Botanica Marina**, v. 51, n. 2, 1 jan. 2008. DOI 10.1515/BOT.2008.015. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/BOT.2008.015/html>. Acesso em: 22 out. 2021.

MASONJONES, Heather D.; ROSE, Emily; MCRAE, Lori Benson; DIXSON, Danielle L. An examination of the population dynamics of syngnathid fishes within Tampa Bay, Florida, USA. **Current Zoology**, v. 56, n. 1, p. 118–133, 1 fev. 2010. <https://doi.org/10.1093/czoolo/56.1.118>.

METZ, Jerry L.; HARRIS, Rachel J.; ARRINGTON, D. Albrey. Seasonal occurrence patterns of seagrass should influence resource assessment and management decisions: A case study in the Indian River Lagoon and Loxahatchee River Estuary, Florida. **Regional Studies in Marine Science**, v. 34, p. 101093, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101093>.

MILBRANDT, E.C.; THOMPSON, M.; COEN, L.D.; GRIZZLE, R.E.; WARD, K. A multiple habitat restoration strategy in a semi-enclosed Florida embayment, combining hydrologic restoration, mangrove propagule plantings and oyster substrate additions. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 394–404, out. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.043>.

MILBRANDT, Eric C.; BARTLESON, Richard D.; COEN, Loren D.; RYBAK, Olexandr; THOMPSON, Mark A.; DEANGELO, Jacquelyn A.; STEVENS, Philip W. Local and regional effects of reopening a tidal inlet on estuarine water quality, seagrass habitat, and fish assemblages. **Continental Shelf Research**, v. 41, p. 1–16, jun. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.03.012>.

MILBRANDT, Eric C.; GREENAWALT-BOSWELL, Jaime; SOKOLOFF, Paul D. Short-term indicators of seagrass transplant stress in response to sediment bacterial community disruption. **Botanica Marina**, v. 51, n. 2, 1 jan. 2008. DOI 10.1515/BOT.2008.020.

Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/BOT.2008.020/html>.
Acesso em: 22 out. 2021.

MOJICA, Raymond; NELSON, Walter G. Environmental effects of a hard clam (*Mercenaria mercenaria*) aquaculture site in the Indian River Lagoon, Florida. **Aquaculture**, v. 113, n. 4, p. 313–329, jul. 1993. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(93\)90402-K](https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90402-K).

MOLINA HERNÁNDEZ, Ai; VAN TUSSENBROEK, Bi. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. **Marine Ecology Progress Series**, v. 517, p. 143–157, 15 dez. 2014. <https://doi.org/10.3354/meps11068>.

MONCREIFF, Ca; SULLIVAN, Mj. Trophic importance of epiphytic algae in subtropical seagrass beds: evidence from multiple stable isotope analyses. **Marine Ecology Progress Series**, v. 215, p. 93–106, 2001. <https://doi.org/10.3354/meps215093>.

MUTCHLER, Troy; DUNTON, Kenneth H.; TOWNSEND-SMALL, Amy; FREDRIKSEN, Stein; RASSER, Michael K. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 74, n. 3, p. 449–457, set. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.005>.

MUTCHLER, Troy; HOFFMAN, Daniel K. Response of seagrass (*Thalassia testudinum*) metrics to short-term nutrient enrichment and grazing manipulations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 486, p. 105–113, jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.09.015>.

OLIVERA-GÓMEZ, León D.; MELLINK, Eric. Aquatic Macrophytes Within a Mesohaline Bay, Sanctuary for Manatees (*Trichechus manatus*), on the Caribbean Coast of Mexico. **The Southwestern Naturalist**, v. 58, n. 2, p. 216–222, jun. 2013. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.2.216>.

OMENA, Elianne; CREED, Joel C. Polychaete Fauna of Seagrass Beds (*Halodule wrightii* Ascherson) Along the Coast of Rio de Janeiro (Southeast Brazil). **Marine Ecology**, v. 25, n. 4, p. 273–288, dez. 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2004.00031.x>.

PAVONE, Carla B.; GORMAN, Daniel; FLORES, Augusto A.V. Evidence of surplus carrying capacity for benthic invertebrates with the poleward range extension of the tropical seagrass *Halophila decipiens* in SE Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 162, p. 105108, dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105108>.

PEREIRA, Pedro H.C.; FERREIRA, Beatrice P.; REZENDE, Sérgio M. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary - Pernambuco, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 3, p. 617–628, set. 2010. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000300009>.

PÉREZ-CASTAÑEDA, Roberto; BLANCO-MARTÍNEZ, Zeferino; SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, Jesús Genaro; RÁBAGO-CASTRO, Jaime L.; AGUIRRE-GUZMÁN, Gabriel; DE LA LUZ VÁZQUEZ-SAUCEDA, María. Distribution of *Farfantepenaeus aztecus* and *F. duorarum* on submerged aquatic vegetation habitats along a subtropical coastal lagoon (Laguna Madre, Mexico). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 3, p. 445–452, maio 2010. <https://doi.org/10.1017/S0025315409990865>.

- PINCKNEY, James L; MICHELI, Fiorenza. Microalgae on seagrass mimics: Does epiphyte community structure differ from live seagrasses? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 221, n. 1, p. 59–70, mar. 1998. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00115-9](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00115-9).
- PITANGA, Maria Elisa; MONTES, Manuel J.F.; MAGALHÃES, Karine M.; REIS, Thiago N.V. 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**, v. 84, n. 1, p. 35–42, mar. 2012. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652012005000010>.
- POWELL, George V.N.; FOURQUREAN, James W.; KENWORTHY, W.Judson; ZIEMAN, Joseph C. Bird colonies cause seagrass enrichment in a subtropical estuary: Observational and experimental evidence. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 32, n. 6, p. 567–579, jun. 1991. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(91\)90075-M](https://doi.org/10.1016/0272-7714(91)90075-M).
- PU, Ruiliang; BELL, Susan. A protocol for improving mapping and assessing of seagrass abundance along the West Central Coast of Florida using Landsat TM and EO-1 ALI/Hyperion images. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 83, p. 116–129, set. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.06.008>.
- PU, Ruiliang; BELL, Susan. Mapping seagrass coverage and spatial patterns with high spatial resolution IKONOS imagery. *In*: IGARSS 2016 - 2016 IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM, jul. 2016. **2016 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)** [...]. Beijing, China: IEEE, jul. 2016. p. 7663–7666. DOI 10.1109/IGARSS.2016.7730998. Disponível em: <http://ieeexplore.ieee.org/document/7730998/>. Acesso em: 22 out. 2021.
- RAMIREZ, Enriqueta; MENJIVAR, Jenny; CEREN, Gabriel; RIVERA, Ana; HENRIQUEZ, Ana; LILES, Michael. Shoalgrass *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) meadows in El Salvador: distribution and associated macroinvertebrates at the estuary complex of Bahía de Jiquilisco. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 45, n. 4, p. 864–869, 10 set. 2017. <https://doi.org/10.3856/vol45-issue4-fulltext-26>.
- RAY, Brandon R.; JOHNSON, Matthew W.; CAMMARATA, Kirk; SMEE, Delbert L. Changes in Seagrass Species Composition in Northwestern Gulf of Mexico Estuaries: Effects on Associated Seagrass Fauna. **PLoS ONE**, v. 9, n. 9, p. e107751, 17 set. 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107751>.
- REESE, Megan M.; STUNZ, Gregory W.; BUSHON, Amanda M. Recruitment of Estuarine-Dependent Nekton Through a New Tidal Inlet: the Opening of Packery Channel in Corpus Christi, TX, USA. **Estuaries and Coasts**, v. 31, n. 6, p. 1143–1157, dez. 2008. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9096-x>.
- RENÁN, X.; BRULÉ, T.; LECOMTE-FINIGER, R. First Evidence of a Nursery Habitat for Juvenile Gag in the Southern Gulf of Mexico. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 135, n. 3, p. 595–603, maio 2006. <https://doi.org/10.1577/T04-201.1>.
- REYES-ALDANA, Hugo Enrique; FACULTY OF BIOLOGY, LUDWIG-MAXIMILIANS-UNIVERSITÄT MÜNCHEN. Gonadal histology of *Erichsonella attenuata* (Isopoda: Valvifera: Idoteidae). **Hidrobiológica**, v. 30, n. 1, p. 29–36, 30 abr. 2020. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2020v30n1/Reyes>.

REZEK, Ryan J.; FURMAN, Bradley T.; JUNG, Robin P.; HALL, Margaret O.; BELL, Susan S. Long-term performance of seagrass restoration projects in Florida, USA. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 15514, dez. 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51856-9>.

RIVERA-GUZMÁN, Nadia E.; MORENO-CASASOLA, Patricia; IBARRA-OBANDO, Silvia E.; SOSA, Vinicio J.; HERRERA-SILVEIRA, Jorge. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. **Ocean & Coastal Management**, v. 87, p. 30–39, jan. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.007>.

ROBBINS, Bd; BELL, Ss. Relationships between a hermit crab and its shell resource: spatial patterns within a seagrass-dominated landscape. **Marine Ecology Progress Series**, v. 282, p. 221–227, 2004. <https://doi.org/10.3354/meps282221>.

ROBBINS, Bradley D.; BELL, Susan S. DYNAMICS OF A SUBTIDAL SEAGRASS LANDSCAPE: SEASONAL AND ANNUAL CHANGE IN RELATION TO WATER DEPTH. **Ecology**, v. 81, n. 5, p. 1193–1205, maio 2000. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1193:DOASSL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1193:DOASSL]2.0.CO;2).

ROSE, Cd; DAWES, Cj. Effects of community structure on the seagrass *Thalassia testudinum*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 184, p. 83–95, 1999. <https://doi.org/10.3354/meps184083>.

ROSS, Cliff; PUGLISI, Melany P.; PAUL, Valerie J. Antifungal defenses of seagrasses from the Indian River Lagoon, Florida. **Aquatic Botany**, v. 88, n. 2, p. 134–141, fev. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.09.003>.

RUIZ-FERNÁNDEZ, Ana Carolina; SANCHEZ-CABEZA, Joan-Albert; CUÉLLAR-MARTÍNEZ, Tomasa; PÉREZ-BERNAL, Libia Hascibe; CARNERO-BRAVO, Vladislav; ÁVILA, Enrique; CARDOSO-MOHEDANO, José Gilberto. Increasing salinization and organic carbon burial rates in seagrass meadows from an anthropogenically-modified coastal lagoon in southern Gulf of Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 242, p. 106843, set. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106843>.

SÁ, Fabian; SANDERS, Christian J.; PATCHINEELAM, Sambasiva Rao; MACHADO, Eunice da Costa; LOMBARDI, Ana Teresa. Arsenic fractionation in estuarine sediments: Does coastal eutrophication influence As behavior? **Marine Pollution Bulletin**, v. 96, n. 1–2, p. 496–501, jul. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.037>.

SHARMA, Shailesh; GOFF, Joshua; CEBRIAN, Just; FERRARO, Carl. A hybrid shoreline stabilization technique: Impact of modified intertidal reefs on marsh expansion and nekton habitat in the northern Gulf of Mexico. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 352–360, maio 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.003>.

SHERIDAN, Pete; HENDERSON, Christine; MCMAHAN, Garry. Fauna of Natural Seagrass and Transplanted *Halodule wrightii* (Shoalgrass) Beds in Galveston Bay, Texas. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 2, p. 139–154, jun. 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00126.x>.

SHORT, Frederick T.; KOCH, Evamaria W.; CREED, Joel C.; MAGALHÃES, Karine M.; FERNANDEZ, Eric; GAECKLE, Jeffrey L. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. **Marine Ecology**, v. 27, n. 4, p. 277–289, dez. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00095.x>.

SIEGAL-WILLOTT, Jessica L.; HARR, Kendal; HAYEK, Lee-Ann C.; SCOTT, Karen C.; GERLACH, Trevor; SIROIS, Paul; REUTER, Mike; CREWZ, David W.; HILL, Richard C. Proximate Nutrient Analyses of Four Species of Submerged Aquatic Vegetation Consumed by Florida Manatee (*Trichechus manatus latirostris*) Compared to Romaine Lettuce (*Lactuca sativa* var. *longifolia*). **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v. 41, n. 4, p. 594–602, dez. 2010. <https://doi.org/10.1638/2009-0118.1>.

SILVA, Silmar Luiz da; MAGALHÃES, Karine Matos; CARVALHO, Reginaldo de. Karyotype variations in seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson—Cymodoceaceae). **Aquatic Botany**, v. 136, p. 52–55, jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.09.005>.

SLONE, Dh; REID, Jp; KENWORTHY, Wj. Mapping spatial resources with GPS animal telemetry: foraging manatees locate seagrass beds in the Ten Thousand Islands, Florida, USA. **Marine Ecology Progress Series**, v. 476, p. 285–299, 27 fev. 2013. <https://doi.org/10.3354/meps10156>.

SOARES, Rodrigo Herico Rodrigues de Melo; ASSUNÇÃO, Ciro Anizio de; FERNANDES, Felipe de Oliveira; MARINHO-SORIANO, Eliane. Identification and analysis of ecosystem services associated with biodiversity of saltworks. **Ocean & Coastal Management**, v. 163, p. 278–284, set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.07.007>.

SORDO, Laura; FOURNIER, Jérôme; DE OLIVEIRA, Verônica M.; GERN, Fabiana; DE CASTRO PANIZZA, Andrea; DA CUNHA LANA, Paulo. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. **Botanica Marina**, v. 54, n. 1, 1 jan. 2011. DOI 10.1515/bot.2011.007. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/bot.2011.007/html>. Acesso em: 22 out. 2021.

SORDO, Laura; LANA, Paulo. Temporal variations of *Halodule wrightii* meadows and associated fauna near their southern distribution limit in the southwestern Atlantic. **Botanica Marina**, v. 63, n. 3, p. 215–228, 25 jun. 2020. <https://doi.org/10.1515/bot-2018-0106>.

STUTES, J; CEBRIAN, J; STUTES, Al; HUNTER, A; CORCORAN, Aa. Benthic metabolism across a gradient of anthropogenic impact in three shallow coastal lagoons in NW Florida. **Marine Ecology Progress Series**, v. 348, p. 55–70, 25 out. 2007. <https://doi.org/10.3354/meps07036>.

TALBOT, Tiffany D; LAWRENCE, John M. The effect of salinity on respiration, excretion, regeneration and production in *Ophiophragmus filigraneus* (Echinodermata: Ophiuroidea). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 275, n. 1, p. 1–14, ago. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(02\)00208-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00208-3).

TAPLIN, K.A.; IRLANDI, E.A.; RAVES, R. Interference between the macroalga *Caulerpa prolifera* and the seagrass *Halodule wrightii*. **Aquatic Botany**, v. 83, n. 3, p. 175–186, nov. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.06.003>.

TEDESCO, Erik Costa; CALDERON, Emiliano Nicolas; SEOANE, José Carlos Sícoli; MORAES, Leonardo Evangelista; LOPES, Leones Silva; DA SILVA, Nadson Ressayé Simões; SCHIAVETTI, Alexandre. Coral reef benthic assemblages of a Marine Protected Area in eastern Brazil: effect of reef habitats on the spatial pattern of species. **Journal of Natural History**, v. 52, n. 41–42, p. 2723–2743, 10 nov. 2018. <https://doi.org/10.1080/00222933.2018.1552332>.

THAYER, Gordon W.; POWELL, Allyn B.; HOSS, Donald E. Composition of Larval, Juvenile, and Small Adult Fishes Relative to Changes in Environmental Conditions in Florida Bay. **Estuaries**, v. 22, n. 2, p. 518, jun. 1999. <https://doi.org/10.2307/1353215>.

TILING, Kathryn; PROFFITT, C. Edward. Effects of *Lyngbya majuscula* blooms on the seagrass *Halodule wrightii* and resident invertebrates. **Harmful Algae**, v. 62, p. 104–112, fev. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.11.015>.

TORRANO-SILVA, Beatriz N.; OLIVEIRA, Eurico C. Macrophytobenthic flora of the Abrolhos Archipelago and the Sebastião Gomes Reef, Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 150–158, nov. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.09.019>.

TRAVIS, Se; SHERIDAN, P. Genetic structure of natural and restored shoalgrass *Halodule wrightii* populations in the NW Gulf of Mexico. **Marine Ecology Progress Series**, v. 322, p. 117–127, 20 set. 2006. <https://doi.org/10.3354/meps322117>.

TREVATHAN-TACKETT, Stacey M.; WESSEL, Caitlin; CEBRIÁN, Just; RALPH, Peter J.; MASQUÉ, Pere; MACREADIE, Peter I. Effects of small-scale, shading-induced seagrass loss on blue carbon storage: Implications for management of degraded seagrass ecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1351–1359, maio 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13081>.

VALENTINE, John F; FENNEL BLYTHE, E; MADHAVAN, S; SHERMAN, Timothy D. Effects of simulated herbivory on nitrogen enzyme levels, assimilation and allocation in *Thalassia testudinum*. **Aquatic Botany**, v. 79, n. 3, p. 235–255, jul. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.04.001>.

VAN TUSSENBROEK, B.I.; VAN KATWIJK, M.M.; BOUMA, T.J.; VAN DER HEIDE, T.; GOVERS, L.L.; LEUVEN, R.S.E.W. Non-native seagrass *Halophila stipulacea* forms dense mats under eutrophic conditions in the Caribbean. **Journal of Sea Research**, v. 115, p. 1–5, set. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2016.05.005>.

VAN TUSSENBROEK, Brigitta I.; MUHLIA-MONTERO, Manuela. Can floral consumption by fish shape traits of seagrass flowers? **Evolutionary Ecology**, v. 27, n. 2, p. 269–284, mar. 2013. <https://doi.org/10.1007/s10682-012-9600-4>.

VAUDREY, Jamie M.P.; KREMER, James N.; BRANCO, Brett F.; SHORT, Frederick T. Eelgrass recovery after nutrient enrichment reversal. **Aquatic Botany**, v. 93, n. 4, p. 237–243, nov. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.08.005>.

VIRNSTEIN, Robert W.; HALL, Lauren M. Northern range extension of the seagrasses *Halophila johnsonii* and *Halophila decipiens* along the east coast of Florida, USA. **Aquatic Botany**, v. 90, n. 1, p. 89–92, jan. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.05.007>.

VIVANCO BERCOVICH, Manuel; SCHUBERT, Nadine; ALMEIDA SAÁ, Antonella C.; SILVA, João; HORTA, Paulo A. Multi-level phenotypic plasticity and the persistence of seagrasses along environmental gradients in a subtropical lagoon. **Aquatic Botany**, v. 157, p. 24–32, ago. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.003>.

WANG, Xuchen; CHEN, Robert F.; CABLE, Jaye E.; CHERRIER, Jennifer. Leaching and microbial degradation of dissolved organic matter from salt marsh plants and seagrasses. **Aquatic Sciences**, v. 76, n. 4, p. 595–609, out. 2014. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0357-4>.

WILLIAMS, Jason A.; HOLT, G. Joan; ROBILLARD, Megan M. Reese; HOLT, Scott A.; HENSGEN, Geoff; STUNZ, Gregory W. Seagrass fragmentation impacts recruitment dynamics of estuarine-dependent fish. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 479, p. 97–105, jun. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.03.008>.

YORK, Robert A.; DURAKO, Michael J.; KENWORTHY, W. Judson; FRESHWATER, D. Wilson. Megagametogenesis in *Halophila johnsonii*, a threatened seagrass with no known seeds, and the seed-producing *Halophila decipiens* (Hydrocharitaceae). **Aquatic Botany**, v. 88, n. 4, p. 277–282, maio 2008. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.11.005>.