



Flávia Rebelo Mochel
(Organizadora)

Gerenciamento Costeiro e Gerenciamento Portuário 2

Atena
Editora
Ano 2019

Flávia Rebelo Mochel
(Organizadora)

Gerenciamento Costeiro e Gerenciamento Portuário 2

Atena Editora
2019

2019 by Atena Editora
Copyright © Atena Editora
Copyright do Texto © 2019 Os Autores
Copyright da Edição © 2019 Atena Editora
Editora Executiva: Prof^a Dr^a Antonella Carvalho de Oliveira
Diagramação: Rafael Sandrini Filho
Edição de Arte: Lorena Prestes
Revisão: Os Autores

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores. Permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília
Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof^a Dr^a Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Prof^a Dr^a Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Prof^a Dr^a Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Prof^a Dr^a Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof^a Dr^a Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof^a Dr^a Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alan Mario Zuffo – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Prof^a Dr^a Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva – Universidade Estadual Paulista
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof^a Dr^a Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Jorge González Aguilera – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof.^a Dr.^a Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará

Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Profª Drª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Conselho Técnico Científico

Prof. Msc. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba
Prof. Msc. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão
Prof.ª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico
Prof. Msc. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Msc. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará
Prof. Msc. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista
Prof.ª Msc. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Msc. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof.ª Msc. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal
Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)	
G367	Gerenciamento costeiro e gerenciamento portuário 2 [recurso eletrônico] / Organizadora Flávia Rebelo Mochel. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. – (Gerenciamento Costeiro e Gerenciamento Portuário; v. 2) Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-85-7247-620-1 DOI 10.22533/at.ed.201191109 1. Portos – Administração. I. Atena Editora. CDD 387.1
Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422	

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná - Brasil
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

APRESENTAÇÃO

A obra “Gerenciamento Costeiro e Gerenciamento Portuário 2” é uma coletânea de trabalhos científicos que situa a discussão sobre tópicos do desenvolvimento e seus impactos socioambientais em diversas localidades da zona costeira brasileira, de maneira interdisciplinar e contextualizada.

Os capítulos abordam resultados de investigações, estudos de caso, aplicações de tecnologias, modelagens e protocolos de pesquisa, nos campos das Ciências Ambientais e Sociais, Geociências, Engenharia Ambiental, Planejamento e Gestão de atividades socioeconômicas.

Neste segundo volume, o objetivo essencial foi difundir o conhecimento adquirido por diferentes grupos de pesquisa e apresentar o que está sendo desenvolvido nas instituições de ensino e pesquisa do país no tocante às aplicabilidades desse conhecimento para a gestão das áreas costeiras e portuárias. A demanda crescente por áreas para o estabelecimento de indústrias, terminais, embarcadouros, expansão das cidades, para o incremento da economia, geração de emprego e renda, desemboca nos desafios de gerir atividades conflitantes e nas consequências sobre a sociedade e o meio ambiente. Somam-se à ocupação humana, a dinâmica natural da zona costeira, influenciada por uma indissociável interação oceano-atmosfera, por movimentos sísmicos e eustáticos, modelando ambientes de alta e baixa energia, alterando o nível dos mares e reestruturando o litoral e as populações que aí vivem.

A complexidade dos fatores intrínsecos à uma zona de interface entre moduladores continentais e marinhos remete à importância de políticas públicas específicas de gerenciamento socioambiental, debatidas e construídas em consonância com a sociedade.

Conteúdos apresentados aqui se propõem a contribuir com o conhecimento de educadores, pesquisadores, estudantes e todos os interessados na zona costeira em seus aspectos metodológicos, conceituais e operacionais, ambiente esse frágil e heterogêneo vital para a manutenção da economia, da sociedade e da vida.

A Atena Editora investe na relevância da divulgação científica ao oferecer ao público uma obra que contém registros obtidos por diversos grupos de pesquisa comprometidos com a sustentabilidade e exposta de maneira objetiva e educativa.

Flávia Rebelo Mochel

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
COMPACTAÇÃO DE PRAIS ARENOSAS: EFEITOS DE ESPIGÕES COSTEIROS E TRÁFEGO DE VEÍCULOS, ILHA DO MARANHÃO – BRASIL	
Janiussom da Costa Botão	
Brunno Jansen Franco	
Daniel de Matos Pereira	
Jordan Syllas Saraiva Leite	
Saulo Santiago de Albuquerque	
Thais da Silva Melo	
Valléria Vieira Pereira	
Leonardo Gonçalves de Lima	
DOI 10.22533/at.ed.2011911091	
CAPÍTULO 2	13
AVALIAÇÃO DO CLIMA DE ONDAS <i>SWELL</i> NA PLATAFORMA CONTINENTAL DO MARANHÃO E SEU COMPORTAMENTO SOB CONDIÇÕES EXTREMAS	
Gustavo Souza Correia	
Cláudia Klose Parise	
DOI 10.22533/at.ed.2011911092	
CAPÍTULO 3	26
APLICABILIDADE DO MODELO HABITAT RISK ASSESSMENT DO INVEST PARA GESTÃO DE ÁREAS DE PROTEÇÃO AMBIENTAL	
Laura Dias Prestes	
Julia Nyland do Amaral Ribeiro	
Milton Lafourcade Asmus	
Tatiana Silva da Silva	
DOI 10.22533/at.ed.2011911093	
CAPÍTULO 4	36
ESTIMATIVA DAS TAXAS DE TRANSPORTE SEDIMENTAR AO LONGO DA COSTA BRASILEIRA	
Tháisa Beloti Trombetta	
William Correa Marques	
Ricardo Cardoso Guimarães	
DOI 10.22533/at.ed.2011911094	
CAPÍTULO 5	48
A PRESERVAÇÃO DO PATRIMÔNIO CULTURAL COSTEIRO E O PROGRAMA DE VISITAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA ILHA DO CAMPECHE	
Gabriela Decker Sardinha	
Camila Andreussi	
Diego Melo Arruda Rodrigues	
Fernanda Cirello	
DOI 10.22533/at.ed.2011911095	
CAPÍTULO 6	59
ABORDAGEM INTEGRADA PARA A RECUPERAÇÃO DE MANGUEZAIS DEGRADADOS EM ÁREAS PORTUÁRIAS COM ESTUDO DE CASO EM SÃO LUÍS, MARANHÃO	
Flávia Rebelo Mochel	
Ivanilson Luiz Alves Fonseca	
DOI 10.22533/at.ed.2011911096	

CAPÍTULO 7	72
ROUTE BRASIL: UMA ROTA DE SOLUÇÕES PARA O PROBLEMA DO LIXO NO MAR	
Simao Filippe Pedro da Costa Tony de Carlo Vieira Nicole Machado Correa Julia Nyland do Amaral Ribeiro	
DOI 10.22533/at.ed.2011911097	
CAPÍTULO 8	75
MONTAGEM, VALIDAÇÃO E INSTALAÇÃO DE UM SISTEMA SENSOR ULTRASSÔNICO DE BAIXO CUSTO PARA MEDIÇÃO DE NÍVEL FREÁTICO EM AMBIENTES COSTEIROS	
Bento Almeida Gonzaga Deivid Cristian Leal Alves Jean Marcel de Almeida Espinoza Miguel da Guia Albuquerque Tatiana de Almeida Espinoza	
DOI 10.22533/at.ed.2011911098	
CAPÍTULO 9	85
MORPHODYNAMICS AND MACROFAUNA COMMUNITIES IN 12 SANDY BEACHES OF BRAZIL NORTHEAST: A SEMIARID TROPICAL STUDY	
Liana Rodrigues Queiroz Cristina de Almeida Rocha-Barreira	
DOI 10.22533/at.ed.2011911099	
CAPÍTULO 10	107
OS OBJETIVOS DA AGENDA AMBIENTAL PORTUÁRIA COMO INSTRUMENTOS DE ARTICULAÇÃO ENTRE GESTÃO AMBIENTAL PORTUÁRIA E GERENCIAMENTO COSTEIRO: AÇÕES DESENVOLVIDAS NO PORTO DE SUAPE (PERNAMBUCO)	
Sara Cavalcanti Wanderley de Siqueira Danielle Cássia dos Santos Thaís de Santana Oliveira Ingrid Zanella Andrade Campos Daniele Laura Bridi Mallmann Matheus Aragão de Melo Gusmão	
DOI 10.22533/at.ed.20119110910	
CAPÍTULO 11	114
ANÁLISE POR SENSORIAMENTO REMOTO DE ÁREAS SOB EROÇÃO EM MANGUEZAIS E SISTEMAS COSTEIROS NO MUNICÍPIO DE APICUM AÇU, ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL-APA- DAS REENTRÂNCIAS MARANHENSES, BRASIL	
Flávia Rebelo Mochel Cássio Ibiapina Cardoso Ivanilson Luís Alves Fonseca	
DOI 10.22533/at.ed.20119110911	
SOBRE A ORGNIZADORA	126
ÍNDICE REMISSIVO	127

COMPACTAÇÃO DE PRAIS ARENOSAS: EFEITOS DE ESPIGÕES COSTEIROS E TRÁFEGO DE VEÍCULOS, ILHA DO MARANHÃO – BRASIL

Janiussom da Costa Botão

Universidade Federal do Maranhão,
Departamento de Oceanografia e Limnologia, São
Luis-Maranhão.

Brunno Jansen Franco

Universidade Federal do Ceará, Instituto de
Ciências do Mar, Pós graduação em ciências
marinhas tropicais Fortaleza-Ceará.

Daniel de Matos Pereira

Universidade Federal do Maranhão, Programa
de Pós-graduação em Oceanografia, São Luis-
Maranhão.

Jordan Syllas Saraiva Leite

Universidade Federal do Maranhão,
Departamento de Oceanografia e Limnologia, São
Luis-Maranhão.

Saulo Santiago de Albuquerque

Universidade Federal do Maranhão,
Departamento de Oceanografia e Limnologia, São
Luis-Maranhão.

Thais da Silva Melo

Universidade Federal do Maranhão,
Departamento de Oceanografia e Limnologia, São
Luis-Maranhão.

Valléria Vieira Pereira

Universidade Federal do Maranhão, Programa
de Pós-graduação em Oceanografia, São Luis-
Maranhão.

Leonardo Gonçalves de Lima

Universidade Federal do Maranhão,
Departamento de Oceanografia e Limnologia, São
Luis-Maranhão.

RESUMO: Praias arenosas representam a mais dinâmica transição entre os ambientes deposicionais costeiros e oceânicos. Nesses ambientes modificações pontuais causadas pelo homem balançam os sutis equilíbrios locais, que podem ser analisados através de ensaios de compactação de seus sedimentos. O presente estudo tem como objetivo quantificar as diferenças na compactação dos ambientes deposicionais eólicos e praias na Praia da Ponta da Areia e Araçagi. Na Praia da Ponta da Areia as medições de compactação foram realizadas no setor progradacional em uma malha paralela ao espigão costeiro, abrangendo uma área de 297 m² e totalizando 48 pontos entre o campo de dunas e a zona de estirâncio. Na Praia do Araçagi foram realizadas medições de compactação, permeabilidade e coleta de sedimentos buscando apontar as similaridades e discrepâncias entre os compartimentos litorâneos submetidos ao trânsito de veículos, as medições foram realizadas em 9 pontos utilizando um penetrômetro de impacto Karmaq. Com os resultados foi possível perceber que os dois ambientes têm compactações semelhantes nos depósitos eólicos, porém na zona de estirâncio a Praia do Araçagi nos compartimentos submetidos a passagem de veículos apresenta-se mais compactada do que a Praia da Ponta da Areia. Verificou-se que, a identificação da interface de sedimentos eólico/

praial baseado na compactação pode ser usada como um referencial para avaliação de tendências erosivas/depositivas de uma praia. Entretanto, a compactação de praias submetidas ao trânsito intenso de veículos pode resultar em déficit de sedimentos eólico, pois praias mais compactadas dificultam o transporte pelo vento.

PALAVRAS-CHAVE: Permeabilidade, Praias arenosas, Sedimentologia

ABSTRACT: Sandy beaches represent the most dynamic transition between coastal and oceanic depositional environments. On these environments, punctual changes caused by anthropogenic interventions can shake the local balance which can be analyzed through compaction tests in the sediment. The objective of the present study is to quantify the different level of compaction on the aeolian and beaches depositional environments at Ponta D'areia's Beach and Araçagi's Beach. On Ponta D'areia's beach, the compaction measurements were made at the progradational section in a parallel net to the coastal groin, covering an area of 297 m², totalizing 48 points between the foredune field and the foreshore. On Araçagi's beach were done compaction and permeability measurements, and sediments were collected to verify the similarity and variance among the coastal compartments that are used by the traffic of vehicles, the measurements were made in 9 points using an impact penetrometer Karmaq. By analyzing the results, it was possible to notice that the two environments have similar compactations on the aeolian deposits, however on the foreshore zone at Araçagi's Beach, at the compartments used by traffic of vehicles it shows more compaction than Ponta D'areia's beach. It was determined that, the identification of the aeolian/beach sediments interface based on the compaction can be used as referential to evaluate the erosive/depositional trending of a beach. However, the compaction of beaches that suffer with intense vehicles traffic can result in a shortfall of aeolian sediment, since compacter beaches make it more difficult the aeolian transportation to happen.

KEYWORDS: Permeability, Sandy Beaches, Sedimentology

1 | INTRODUÇÃO

De acordo com VITOUSEK *et al.* (1997), mais da metade da população mundial vive a menos de 100 km de áreas costeiras constituindo grandes cidades. Por conta disso, interesses privados, governamentais e político-sociais variados colaboram para inúmeros conflitos envolvendo o uso da zona costeira (ANDRIGETTO FILHO, 2004). A zona costeira pode ser caracterizada como zona de interface dinâmica da atmosfera, da terra e do mar (VILES & SPENCER, 1995). Por conta da relação entre bacias de drenagem e as águas marinhas costeiras, estas regiões são muito ricas em elementos naturais (CLARK, 1996). Além disso, elementos como manguezais, praias, recifes de coral e diversos recursos econômicos, turísticos e alimentícios, são atrativos para assentamentos humanos (WIDMER, 2009).

Aprofundando-se na zona costeira, estão as praias arenosas, consideradas um dos ambientes mais dinâmicos, em função do grande fluxo energético dessas regiões

(BROWN & McLACHLAN, 1990; BIRD, 2008). De acordo com o § 3º do art. 10 da Lei nº 7.661/88 do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), “entende-se por praia a área coberta e descoberta periodicamente pelas águas, acrescida da faixa subsequente de material detrítico, tal como areias, cascalhos, seixos e pedregulhos, até o limite onde se inicie a vegetação natural, ou, em sua ausência, onde comece um outro ecossistema”.

Para WRIGHT *et al.* (1982), a morfologia das praias está associada às características dos sedimentos e às condições hidrodinâmicas destes sistemas. Dentre os principais elementos que controlam e modificam estes ambientes estão a interação entre o regime de ondas e marés, ação eólica, tectônica local, suprimento sedimentar e geologia antecedente (DAVIS & HAYES 1984; WRIGHT & SHORT, 1984).

Outro grande conceito associado à morfologia praias é o de balanço sedimentar. Esta abordagem foi desenvolvida com o intuito de compreender o comportamento e a direção do transporte de sedimentos nos ambientes praias. Ele engloba acreção (em que há deposição e conseqüentemente aumento da linha de costa) e erosão (em que há remoção de sedimentos e por conseqüência diminuição da linha de costa). Diz-se que uma praia está estável quando o volume de erosão for igual ao de deposição de sedimentos.

Praias são destinadas à diversos tipos de usos, mais precisamente, ao comércio e ao turismo/lazer, pois vários bares, restaurantes, empreendimentos imobiliários, portuários estão localizados nessas regiões. Com o grande número de pessoas frequentando estes ambientes, há também o aumento da preocupação com o uso e consciente e sustentável destes espaços.

A ocupação desordenada no litoral pode afetar as características naturais do fluxo de sedimentos, desviando, bloqueando, represando ou reforçando processos que o ambiente já possuía. Com isso, a urbanização da orla e sua influência nos fluxos naturais é uma das questões mais prementes da morfodinâmica costeira (ALFREDINI, 2005). Um exemplo desta intervenção são as construções costeiras, como espigões que servem como forma de “proteção” de empreendimentos imobiliários. Construídos transversalmente e fixados na costa (do pós-praia até a zona de arrebentação) atuam parcial ou totalmente no transporte de sedimentos litorâneos fazendo com que ocorra deposição a montante e evitar assoreamento a jusante (BUSH *et al.*, 2001). A sua eficácia depende do volume de material transportado e da competência do agente transportador (vento, ondas, correntes, maré). No entanto, estas estruturas estão longe de serem soluções agindo apenas como um paliativo para o problema presente na região, o que na melhor das hipóteses é uma solução temporária (ALFREDINI & ARASAKI, 2009).

Outra modificação pontual causada pelo homem que altera tendências naturais e age em escalas não previstas no ambiente praias é a compactação. CURI *et al.* (1993) definem compactação como diminuição do volume do solo resultante de sua compressão, acarretando adensamento das partículas e conseqüente redução

da porosidade. O processo do aumento de densidade pode ocorrer naturalmente por dessecação, lixiviação ou precipitação química. No entanto, na compactação a alteração da densidade e volume do solo é resultante da ação antrópica.

Uma das principais atividades humanas que promove a compactação é o trânsito de veículos em ambientes praias. Isto é algo preocupante uma vez que pode prejudicar uma gama de funções ecológicas exercidas pelas praias, tais como proteção da costa frente às inundações, à intrusão salina nas regiões estuarinas e, também, aos processos erosivos da orla; proteção contra aos efeitos dos eventos de máxima energia (tempestades); produção e reciclagem de nutrientes, filtro de substâncias poluidoras; e a provisão direta ou indireta de habitats para a grande maioria das espécies marinhas e mixoalinas. Os principais trabalhos que evidenciam estes impactos foram desenvolvidos em praias da Austrália e Nova Zelândia (STEPHENSON, 1999; PRISKIN, 2003; SCHLACHER & THOMPSON, 2008; SCHLACHER *et al.*, 2008).

No Brasil, este cenário é realidade sobretudo na Ilha do Maranhão. Situada no litoral setentrional brasileiro à 2°32'S e 44°43'W, a ilha é limitada ao norte pelo oceano Atlântico e a oeste pela Baía do Arraial e de São José. A localização privilegiada da capital, cidade de São Luís, favorece a presença de diversas praias. Infelizmente, em algumas delas o trânsito de veículos é rotineiro. Além disso, há um grande gargalo na literatura local sobre esta temática (VIEIRA *et al.*, 2004; BOTÃO *et al.*, 2017).

O objetivo do presente trabalho foi averiguar a existência de padrões na compactação de dois sistemas praias na Ilha do Maranhão: 1- na extremidade de um espigão costeiro situado em um esporão arenoso; 2- em um ambiente que possui um amplo pós-praia possibilitando o trânsito de veículos em toda sua extensão. Levou-se em consideração a variabilidade sedimentológica, morfodinâmica e pressão antrópica de cada setor.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

As amostragens ocorreram em duas praias da Ilha do Maranhão, a Praia de Ponta da Areia e a Praia do Araçagi, como pode ser observado na figura 1. Ambas são banhadas pelas águas do complexo estuarino do Golfão Maranhense que apresenta o comportamento de um estuário hipersincrônico com regime de macro-maré de variações de até 6m e 7m durante as marés de sizígias. As correntes no Golfão Maranhense podem atingir velocidades de até 7,5 m/s. A Praia da Ponta D'areia apresenta altura significativa de onda de 0,40m na maré baixa e 1,1m na maré alta sendo classificada como dissipativa sem bancos na maré alta (ALBUQUERQUE, 2018; FRANCO, 2018)., enquanto que a praia do Araçagy apresenta altura significativa de onda de 0,87m e é classificada como uma praia do tipo Terraço de baixa mar banco/cava (FRANCO, 2018).

Nestas praias, as ondas incidem obliquamente à linha de costa (ALBUQUERQUE, 2018; FERREIRA, 2018; FRANCO, 2018). O clima do litoral maranhense é controlado principalmente pelo deslocamento meridional da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (SILVA, 2012). Segundo NIMER (1989), o regime de chuvas no litoral do Maranhão é caracterizado por dois períodos bem definidos, o período de estiagem que ocorre de julho a dezembro e período chuvoso entre os meses de janeiro a junho, apresentando índices pluviométricos médios de 2000 mm/ano (MASULLO, 2016).

O regime de ventos é dominado por ventos que sopram de NE nos meses de setembro a março e ventos de E entre os meses de abril e agosto. A atuação eólica tem maior força durante o período de estiagem que aliada a elevada exposição subaérea do pós-praia durante as marés baixas proporciona uma ampla pista de atuação de ventos, ocasionando grandes mudanças morfológicas nas praias do litoral maranhense (PEREIRA, 2018).

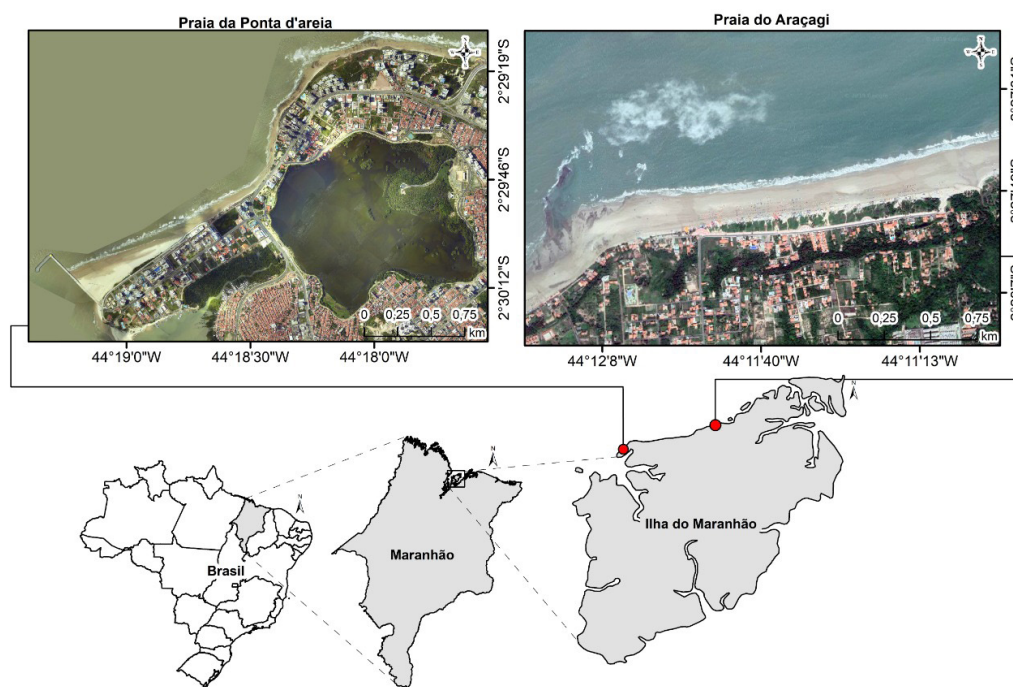


Figura 1. Localização das Praias estudadas

As praias da Ilha do Maranhão estão localizadas no nível superior da bacia costeira de São Luís e têm sua origem ligada a eventos tectônicos ocorridos no Cretáceo inferior (MASSULO, 2016). Conforme MASSULO (2016) e FEITOSA (1989) a característica sedimentar desta bacia é descrita pela presença de sedimentos cretáceos da Formação Itapecuru constituída por arenitos de granulometria fina e coloração avermelhada, aflorando em falésias localizadas ao longo da linha de costa da Ilha do Maranhão; terciários da Série Barreiras constituídos por rochas calcárias, areníticas e argilosas com coloração predominantemente amarelo acastanhado e

vermelho, e ainda os sedimentos Quaternários da Formação Açuí, de origem mais recente e caracterizada pelo domínio de sedimentos flúvio-marinhos em praias, rios e manguezais. Ainda de acordo com os autores, a Formação Açuí na região litorânea, encontra-se muitas vezes recoberta por vegetação de paleodunas e pelo desenvolvimento de esporões arenosos holocênicos, como no caso da praia da Ponta D'areia.

Diante deste contexto geológico, segundo ALBUQUERQUE (2018), a praia da Ponta d' areia passou por grandes alterações, visto que anteriormente era um ambiente que sofria retrogradação da sua linha de costa, após a construção de um espigão costeiro, passou a apresentar um grande avanço da linha de costa em direção a Baía de São Marcos (progradação). No transecto paralelo ao espigão costeiro, a barreira apresenta uma estratigrafia progradante, formada por depósitos eólicos sobrepostos a depósitos praias e antepraias. Esta progradação ocorre devido à fixação da extremidade apresentando em sua estratigrafia a transição entre a fase de retrogradação para a de progradação, relacionada a um balanço positivo de sedimentos ao longo da costa, ou seja, uma alternância de fases que se dá originalmente de um sistema laguna-barreira transgressivo atrelado ao desenvolvimento de um *spit* arenoso.

2.2 Materiais e Métodos

As medidas de compactação foram realizadas utilizando um penetrômetro de impacto, marca kamaq®. As medições com este equipamento ocorrem a partir de um peso batente (4 quilos) que incide em queda-livre, a uma altura de 20 cm, sobre uma haste de penetração. As medidas de compactação são realizadas a partir do número de golpes necessários para cravar 15, 30 e 45 cm da haste de penetração e, desta forma, obter as medidas das posições superiores e inferiores (subsuperfície) do terreno.

Para medir a permeabilidade foi utilizado um permeamêtro, como descrito por CAPUTO (1980), construído utilizando PVC. O ensaio de permeabilidade se dá enchendo o tubo com água e medindo o tempo necessário para a coluna d'água percorrer 10 centímetros. Estes dados foram tratados então segundo a equação também descrita por CAPUTO (Equação 1) conforme:

$$K = (r/4hm)(dh/dt) \quad \text{Equação 1. Parâmetro de Permeabilidade Darcy}$$

Sendo, K a permeabilidade medida em Darcy, r o raio do tubo, dt o intervalo de tempo, dh a distância do tubo percorrida pelo fluido e hm é a média da altura da coluna d'água no nível inicial e final.

Para os dados de compactação da Praia da Ponta d' areia foi realizada a interpolação dos dados pelo método de Natural Neighbor para a melhor visualização dos resultados.

3 | RESULTADOS

3.1 Praia da Ponta da Areia

A amostragem na Ponta da Areia ocorreu em forma de malha paralela ao espigão costeiro, contendo 47 pontos com uma distância entre os pontos de 30 metros, no setor progradante da praia hierarquizado por ALBUQUERQUE (2018) como setor 1. O espigão agiu diretamente sobre o transporte de sedimentos litorâneos gerando acúmulo de sedimentos a montante do espigão que ocasionou progradação das fácies eólicas sobre as praias e as praias sobre as antepraias.

Para a Praia da Ponta D'areia é possível perceber um gradiente na compactação partindo da duna e indo em direção à praia, em que na profundidade de 0 a 15 cm predomina no setor eólico uma compactação que varia entre 0 e 5 golpes, com média de 1,3 golpes e desvio padrão de 0,8. A medida em que se aproxima da praia, iniciando de forma inclinada no ponto 27 a compactação aumenta se situando em uma faixa entre 5 a 10 golpes no setor praiial na camada que vai de 0 a 15 cm com uma média de 4 golpes e um desvio padrão de 2,1 (Figura 2).

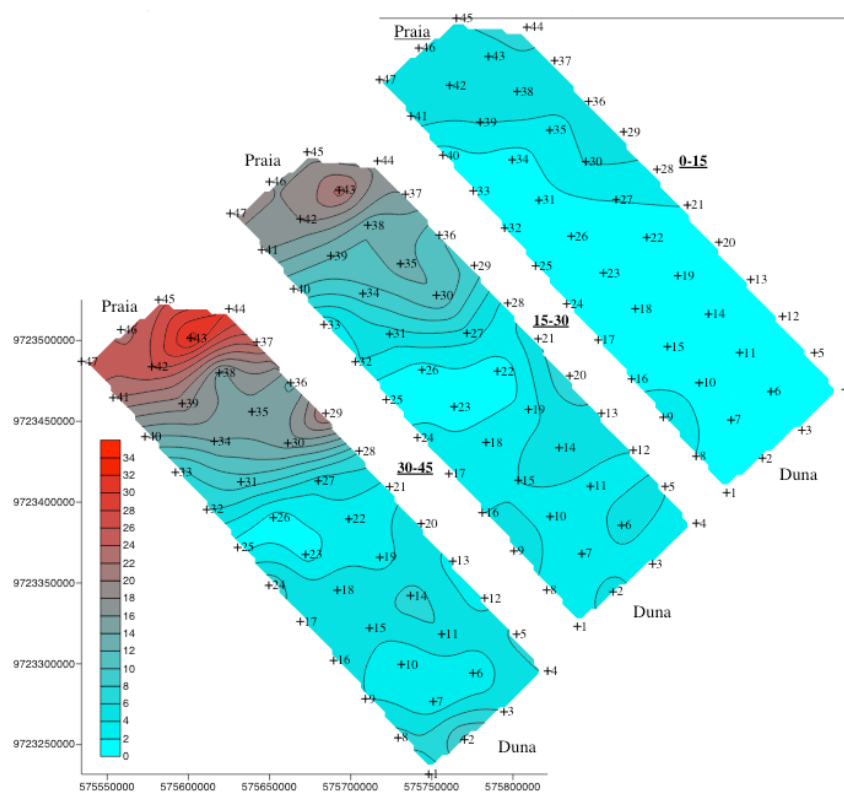


Figura 2 Compactação da Praia da Ponta da Areia (setor Progradacional)

Na profundidade de 15 a 30 cm ainda é possível perceber outro gradiente na compactação partindo da duna e indo em direção à praia. Além disso, existe um aumento na compactação praiial no setor eólico chegando ao máximo de 8 golpes e atingindo uma média de 3,4 e um desvio padrão de 1,9.

No setor praiial também houve um aumento na compactação com pico de 23 golpes no ponto 43, a média neste setor foi de 11,9 golpes e seu desvio padrão foi de

5,9.

Na camada de 30 a 45 cm ainda é possível perceber o gradiente crescente na compactação indo do setor eólico em direção ao setor praial. A média do setor eólico para esta camada foi de 4,5 golpes e o desvio padrão foi de 2,5. Neste setor em alguns pontos houve efetiva diminuição da compactação em relação a camada de 15 a 30.

3.2 Praia do Araçagi

A praia do Araçagi é uma praia em que existe efetiva passagem de veículos. Nesta localidade foi realizada amostragem seguindo um transect transversal à praia com 9 pontos. Que vai desde o setor eólico até a zona de espriamento em que os pontos de 1 a 3 correspondem ao setor eólico da praia, os pontos 4, 5 e 6, correspondem ao estirâncio e a região onde a passagem de veículos é mais extensa e nos pontos 7, 8 e 9, ainda no estirâncio, correspondem a uma região onde a passagem de veículos diminui (Figura 3).

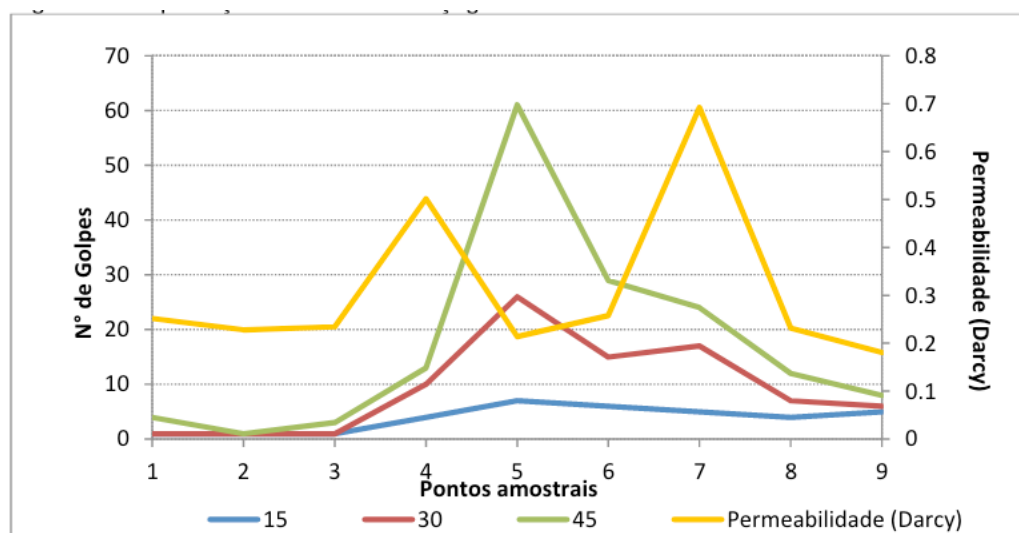


Figura 3 Compactação da Praia do Araçagi

No setor eólico a média de golpes na profundidade de 0 a 15 cm foi de 1 golpe, esta compactação cresceu na zona em que há passagem de carros chegando a uma média de 5, 7 e diminuiu na zona em que a passagem de veículos é menor, obtendo média de 4,7 golpes.

Para a camada que vai de 15 a 30 cm a compactação manteve a mesma média no setor eólico. Contudo, observou-se um crescimento na zona em que há a passagem de veículos em relação a camada mais superficial, chegando à média de 17 golpes e de novo houve uma diminuição na zona onde a passagem de veículos diminui obtendo a média de 10 golpes.

Na profundidade de 30 a 45 cm ocorreu aumento na média da compactação que chegou a 2,7 golpes, novamente houve acréscimo na compactação em relação a camada superior na zona em que há a passagem de automóveis com média de 34,3 ao passo que nesta profundidade, foi observado média de 14,7.

A permeabilidade se manteve estável no setor eólico obtendo média de 0,24 Darcy. No setor onde a passagem de veículos diminui foi verificado um aumento na permeabilidade no ponto 4 com 0,5 de permeabilidade e uma diminuição nos dois pontos seguintes, na zona onde não há a passagem de veículos houve um pico de 0,69 no ponto 7 e em seguida uma diminuição em direção ao mar nos dois pontos seguintes.

4 | DISCUSSÃO

Neste estudo as médias das compactações na Praia da Ponta d' areia se mostraram maiores no setor praiado do que no setor eólico. Isto pode estar relacionado ao fato de que os sedimentos no setor praiado sofrem com constante revolvimento pela ação das ondas resultando em um empacotamento dos grãos, o que diminui a quantidade de espaços vazios entre as partículas dificultando a penetração pelo equipamento.

Em alguns pontos no setor eólico houve efetiva diminuição na compactação em relação a profundidade. Estes resultados podem refletir a dinâmica deste setor, em que a movimentação das dunas tende a expor de forma desigual camadas mais ou menos compactas do sedimento. O mesmo não acontece na Praia do Araçagi, podendo estar associada a presença de vegetação nas dunas que impede a movimentação destas. Outra possível manifestação deste evento é que dunas mais estáveis tendem a apresentar sempre um crescimento na compactação em relação a profundidade e o mesmo não ocorre nas dunas que se movimentam, podendo exibir compactações menores à medida que a profundidade aumenta.

É possível perceber neste estudo que o gradiente de compactação em direção à praia aumenta de forma inclinada. Tal inclinação se associa a compactação representando o comportamento dos sedimentos que se depositam nesta área, inicialmente mais próximos ao espigão que fica a oeste da área amostrada e posteriormente, há nova deposição a leste.

Com o aumento da profundidade, o gradiente de compactação tende a ficar mais próximo do setor eólico. Esta configuração pode ser resultado do acúmulo acelerado de sedimentos provocado pelo espigão costeiro promovendo sobreposição dos sedimentos eólicos em relação aos praiados.

Os resultados dos ensaios de compactação realizados na Praia do Araçagi indicam que os compartimentos submetidos ao trânsito de veículos (pontos 4, 5 e 6 localizados no estirâncio) estão, aproximadamente, cerca de 6 vezes mais compactados do que os compartimentos sem trânsito, e cerca de 60 vezes mais compactados do que os depósitos eólicos.

A permeabilidade na Praia do Araçagi diminuiu na zona em que a passagem de veículos é maior. OLIVEIRA (2016) diz em seu trabalho que a compactação possui

grande relação com a permeabilidade, pois provoca uma alteração no arranjo das partículas do solo e, conseqüentemente, na permeabilidade. Desta forma quanto maior a compactação do sedimento, menor a quantidade de poros disponíveis para percolação do fluido e menor é a permeabilidade.

Estes resultados corroboram com o descrito por VIEIRA *et. al.* (2004) que ressalta que o coeficiente de permeabilidade é inversamente proporcional ao grau de compactação experimentado pela areia, sendo esta última diretamente proporcional a resistência à penetração.

Comparando as duas praias, percebeu-se que ambas têm atuações semelhantes nos depósitos eólicos, porém na zona de estirâncio da Praia do Araçagi, nos compartimentos submetidos a passagem de veículos, há maior compactação do que a Praia da Ponta d' areia.

Esta compactação anômala na praia do Araçagi pode também ser um indicativo de tendência erosiva, como mostra NISHI *et al.* (1996) que em seu estudo demonstra que praias com tendências erosivas se mostram mais compactas enquanto praias com tendências deposicionais apresentam compactações maiores. Desta forma a compactação pode servir como um parâmetro vantajoso para identificar áreas com tendências erosivas ou deposicionais.

5 | CONCLUSÃO

O presente estudo denota a possibilidade de identificar a interface de sedimentos eólico/praias, a partir da evidência que o setor praias é mais compacto que o setor eólico e da estabilidade de dunas considerando sua compactação, uma vez que dunas mais estáveis apresentam sempre um crescimento na compactação em relação a profundidade e isto não acontece em dunas que se movimentam.

Este trabalho indica o quão dinâmico pode ser a interação entre os sistemas eólicos e praias não se resumindo somente a uma linha de costa e sim a um envelope de dados.

Os dados obtidos também indicam que a compactação pode ser usada como um referencial para avaliação de tendências deposicionais, como na Praia da Ponta d'Areia, e entender de que forma ambientes praias deposicionais evoluem ao longo do tempo.

É perceptível que o trânsito intenso de veículos pode promover alterações na compactação que não se restringem a camada superficial de sedimentos.

Além disso, esta pesquisa oferece resultados que podem dar subsídio a futuros projetos relacionados à identificação das características de diferentes tipos de praia e seus subambientes no ponto de vista da compactação e quanto distribuição de organismos nestes ambientes.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, S. S. de. **Estratigrafia, morfodinâmica e evolução de um esporão arenoso em ambiente macromaré: Ponta da Areia, São Luís-MA**. 2018. 104 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2018.
- ALFREDINI, P. **Obras e Gestão de Portos e Costas - A Técnica Aliada ao Enfoque Logístico e Ambiental**. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 2005.
- ALFREDINI, P.; ARASAKI, E. **Obras e gestão de portos e costas: A técnica aliada ao enfoque logístico e ambiental**. 2ª Edição. São Paulo: Editora Blucher, 2009.
- ANDRIGETTO FILHO, J. M. 2004. **Das “dinâmicas naturais” aos “usos e conflitos”:** uma reflexão sobre a evolução epistemológica da linha do “costeiro”. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, n. 10, p. 187-192.
- BIRD, E. **Coastal Geomorphology: An Introduction**, 2nd edition, Wiley, Chichester, 2008.
- BOTÃO, J. DA C.; PEDROSA, I. F.; FERREIRA, M. S.; LIMA, L. G. DE; FREITAS, C. T. DE; ZANONI, M. F.; PIRES, M. L. T.; MOREIRA, V. M. O. **IMPACTO DA CIRCULAÇÃO DE VEÍCULOS NA PRAIA DO ARAÇAGI EM SÃO JOSÉ DE RIBAMAR, MARANHÃO - BRASIL**. In: Anais Do XXIX Semana Nacional De Oceanografia. Anais. São Luís (MA) UFMA, 2017. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/sno2017/53628-oimpacto-da-circulacao-de-veiculos-napraia-do-aracagi-emsao-jose-de-ribamar-maranhao---brasil>>.
- BRASIL. CONSTITUIÇÃO. 1988. **LEI 7.661, DE 16 DE MAIO DE 1988**. Institui O Plano Nacional De Gerenciamento Costeiro E Dá Outras Providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7661.htm. Acesso em: 27 maio. 2019.
- BROWN, A.C. & MCLACHLAN, A. 1990. **Ecology of Sandy Shores**. Amsterdam, Elsevier, 327p.
- BUSH, D. M.; LONGO, N. J.; NEAL, W. J.; ESTEVES, L. S., PILKEY O. H.; PILKEY D. F.; WEBB, C. A. **“Living on the edge of the Gulf”**. The west Florida and Alabama Coast. Duke University Press, Durhan and London, 340 p. 2001.
- CLARK, J. R. **Coastal zone management handbook**. CRC Press, 694p. Boca Raton, 1996. (ISBN: 1566700922).
- CURI, N.; LARACH, J.O.I.; KÄMPF, N.; MONIZ, A.C.; FONTES, L.E.F. **Vocabulário de ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 90p. 1993.
- DAVIS, R.A. & HAYES, M.O. **What Is a Wave Dominated Coast?**. *Marine Geology*, 60, 313-329. 1984.
- FERREIRA, M.S. **Morfodinâmica da Praia da Ponta D’areia, São Luís – MA**. Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, Trabalho de Conclusão de Curso. 83p. 2018.
- FRANCO, B.J. **Caracterização morfodinâmica das praias oceânicas da Ilha do Maranhão**. Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, Trabalho de Conclusão de Curso. 58p. 2018.
- MASULLO, Y.A.G. **Evolução do processo de urbanização e alterações ambientais na praia de são marcos, São Luís-MA**. *Revista Espaço e Geografia*, v. 19, n. 2, 2016.
- NISHI, R. OHMI, S. MICHIO, S. TAKA AKI, U. KRAUS, N. C. 1996. **Compaction of beaches and dunes**. *Proceedings of Coastal Engineering*, Vol. 43, pp.681-685.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2. ED. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 421p. 1989.

OLIVEIRA, E. B. **VARIAÇÕES DA PERMEABILIDADE AO ÓLEO EM PRAIAS ARENOSAS DO SISTEMA PATOS GUAÍBA, RS, BRASIL**. 2016. (Dissertação) Programa de Pós-graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica- (FURG), Rio Grande, 2016.

PEREIRA, D.M. **Caracterização sedimentar das praias da Ilha do Maranhão**. Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, Trabalho de Conclusão de Curso. 91p. 2018.

PRISKIN, J. **Physical Impacts of Four-Wheel Drive Related Tourism and Recreation in A Semi-Arid, Natural Coastal Environment**. Ocean & Coastal Management, Vol. 46, Pp. 127-155. 2003.

SCHLACHER, T. A.; RICHARDSON, D.; MCLEAN, I. 2008. **Impacts of Off-Road Vehicles (ORVs) on Macrobenthic Assemblages on Sandy Beaches**. Environmental Management, [s.l.], v. 41, n. 6, p.878-892, 12. Springer Nature.

SCHLACHER, T. A.; THOMPSON, L. M. C. **Physical Impacts Caused by Off-Road Vehicles to Sandy Beaches: Spatial Quantification of Car Tracks on an Australian Barrier Island**. Journal Of Coastal Research, 2008. West Palm Beach, Florida, v. 24, n. 2, p.234-242.

SILVA, Q.D. **Mapeamento Geomorfológico da Ilha do Maranhão**. 2012. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de ciências e tecnologia. Tese de Doutorado. 248p. Disponível em: < <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/101458>>

STEPHENSON, G. 1999. **Vehicle impacts on the biota of sandy beaches and coastal dunes: a review from a New Zealand perspective**. Science For Conservation, Wellington, New Zealand, v. 121.

VIEIRA, H.; CALLIARI, L. J.; OLIVEIRA, G. P. 2004. **O estudo do impacto da circulação de veículos em praias arenosas através de parâmetros físicos: um estudo de caso**. Engevista, [s.l.], v. 3, n. 6, p.54-63.

VILES, H. & SPENCER, T. 1995. **Coastal problems: geomorphology, ecology and society at the coast**. Hodder Arnold Publ., 360p. London, UK. Arnold. (ISBN-13: 978-0340531976).

VITOUSEK, P., MOONEY, H., LUBCHENCO, J. & MELILLO, J. **Human domination of Earth's ecosystems**. Science, 1997. 277(5325):494-499. (DOI: 10.1126/science.277.5325.494).

WIDMER, W. M. **The importance of the experimental approach to the advance of integrated coastal management**. Journal of Integrated Coastal Zone Management. 9 (1), 7-16. 2009.

WRIGHT, L. D. & SHORT, A. D. **Morphodynamic Variability of Surf Zones and Beaches: a synthesis**. Mar. Geol., 56(1-4):93-118.1984.

WRIGHT, L.D.; NIELSEN, P. SHORT, A.D. & GREEN, M.O. **Morphodynamics of A Macrotidal Beach**. Marine Geology. 50: 97-128. 1982.

AVALIAÇÃO DO CLIMA DE ONDAS SWELL NA PLATAFORMA CONTINENTAL DO MARANHÃO E SEU COMPORTAMENTO SOB CONDIÇÕES EXTREMAS

Gustavo Souza Correia

Universidade Federal do Maranhão,
Departamento de Oceanografia e Limnologia,
Laboratório de Estudos e Modelagem Numérica,
São Luís – Maranhão.

Cláudia Klose Parise

Universidade Federal do Maranhão,
Departamento de Oceanografia e Limnologia,
Laboratório de Estudos e Modelagem Numérica,
São Luís – Maranhão.

RESUMO: A implementação de obras de engenharia costeira e de atividades de tráfego náutico demandam o conhecimento da dinâmica de propagação de ondas oceânicas superficiais de gravidade em condições não somente climatológicas, mas especialmente do estado de agitação marítima em condições extremas ou de alta energia. A escassez de dados *in situ* ainda dificulta os estudos de caracterização física dos ambientes marinhos, os quais baseiam-se em dados de reanálise oceânica e modelagem numérica. O presente estudo teve como objetivo a implementação de um modelo numérico regional de águas rasas (Modelo SWAN) capaz de simular a geração e propagação de ondas oceânicas sobre a Plataforma Continental do Maranhão (PCMA), de modo a avaliar o padrão de propagação de ondas de mais longo período (ondas *swell*)

sob condições climáticas extremas e suas transformações ao se propagar de águas profundas para águas rasas. Os experimentos numéricos foram realizados no modo estacionário, para cada mês do ano (Janeiro a Dezembro), utilizando-se como condição de borda a climatologia mensal da altura significativa (H_s), período de pico (T_p) e direção de pico (D_p) das ondas para as simulações climatológicas e considerando valores máximos de H_s nas simulações de eventos extremos, e velocidade e direção do vento constantes ao longo da grade computacional, considerando-se a variação entre os meses. Os resultados apontaram que as simulações das ondas *swell* registraram alturas entre 1,5 m e 2 m nas simulações climatológicas sobre a PCMA. Sob condições extremas de H_s , a altura de *swell* chegou aos 3m, principalmente no verão austral, na região norte do domínio, apresentando sazonalidade em seu padrão espacial de propagação. Em condições extremas de H_s na PCMA, observou-se alterações na altura do *swell*, embora espacialmente seu padrão de propagação se mantenha similar às condições climatológicas.

PALAVRAS-CHAVE: Modelo SWAN; Clima de Onda *Swell*; Plataforma Continental do Maranhão.

EVALUATION OF SWELL WAVES CLIMATE IN THE CONTINENTAL PLATFORM OF MARANHÃO AND ITS BEHAVIOR UNDER EXTREME CONDITIONS

ABSTRACT: The implementation of coastal engineering works and nautical traffic activities demand knowledge of the propagation dynamics of surface gravity waves in conditions not only climatological but especially the state of marine agitation in extreme or high energy conditions. The scarcity of in situ data still hampers studies of the physical characterization of marine environments, which are based on data from oceanic reanalysis and numerical modeling. The present study aimed to implement a regional numerical model of shallow water (SWAN Model) capable of simulating the generation and propagation of ocean waves on the Continental Platform of Maranhão (PCMA), in order to evaluate the wave propagation pattern (swell waves) under extreme climatic conditions and their transformations when propagating from deep water to shallow water. The numerical experiments were carried out in stationary mode for each month of the year (January to December), using the monthly climatology of significant height (H_s), peak period (T_p) and peak direction (D_p) of the waves for the climatological simulations and considering maximum values of H_s in the simulations of extreme events, and wind speed and wind direction constant along the computational grid, considering the variation between the months. The results showed that the swell wave simulations registered heights between 1.5 m and 2 m in the climatological simulations on PCMA. Under extreme H_s conditions, swell height reached 3m, mainly in austral summer, in the northern region of the domain, showing seasonality in its spatial propagation pattern. Under extreme conditions of H_s in PCMA, changes in swell height were observed, although spatially its propagation pattern remained similar to the climatic conditions.

KEYWORDS: SWAN Model; Swell Wave Climate; Continental Platform of Maranhão.

1 | INTRODUÇÃO

A análise da gênese e propagação das ondas oceânicas superficiais de gravidade e suas transformações ao se deslocarem de águas profundas para águas rasas é peça primordial na determinação da evolução da linha de costa e dos processos costeiros que a modulam. O estado de agitação marítima é estudado pelo comportamento de ondas de gravidade superficiais que surgem da interação dinâmica da baixa troposfera com a superfície do oceano. A formação dessas ondas oceânicas ocorre principalmente nas médias latitudes (especificamente na região das *storm tracks*) e latitudes tropicais (região sob a influência dos ventos alísios e tempestades tropicais), tendo um papel importante na variabilidade do clima de ondas global e conseqüentemente no transporte de sedimentos em água rasas (da SILVA, 2013).

As ondas do tipo vagas (ou ondas *sea*) são geradas na zona de atuação do vento (*fetch*) e viajam com velocidade de fase, enquanto que as ondas do tipo ondulações (ou ondas *swell*) são geradas na zona de dispersão, onde não há mais a atuação direta do vento e após agruparem-se com outras ondas passam a viajar com velocidade de

grupo (FERNANDES *et al.* 2015). À medida que as ondas se propagam para longe de sua zona de geração, ou quando sua velocidade de fase se sobrepõe à velocidade do vento, elas são chamadas de *swell* e são conhecidas por percorrerem longas distâncias pelo globo.

O conhecimento do clima de ondas oceânicas de uma região é de extrema importância para a gestão e ordenamento da zona costeira, constituindo informação base para a determinação do grau de exposição de uma praia a eventos energéticos e conseqüentemente seu potencial erosivo (SAMPAIO, 2008). Neste sentido, os modelos numéricos de geração e propagação de ondas oceânicas de gravidade têm se apresentado como uma excelente ferramenta para o estudo das características da agitação marítima em regiões costeiras pois, além de simular suas características integradas (e.g., altura, direção e período), permitem a realização de experimentos de sensibilidade que visem avaliar suas transformações (onda-sedimento) em águas rasas por processos costeiros tais como refração e difração.

A melhoria na representação dos processos iniciais de formação e crescimento das ondas têm sido o foco principal para desenvolvedores de modelos numéricos de propagação de ondas, visando o aprimoramento e acurácia das previsões de onda geradas pelo vento. Recentemente, o interesse sobre o estudo das ondas *swell* tem aumentado na comunidade científica, uma vez que estas transportam a maior parte da energia das ondas na superfície do oceano, motivo de preocupação para a infraestrutura *offshore* e costeira. Estudos também têm mostrado que as ondas *swell* têm maior impacto sobre a camada limite oceânica e atmosférica, aumentando o trabalho gerado sobre a atmosfera sobreposta à perturbação e resultando num fluxo reverso de momento (SEMEDO *et al.*, 2011).

Um dos modelos mais utilizados na geração e previsão da agitação marítima é o modelo *SWAN* (*Simulating WAVes Nearshore*), que permite o cálculo da evolução do espectro direcional desde a zona de geração até à zona costeira, obtendo-se os parâmetros da ondulação característicos dos locais de interesse. A análise do clima de ondas de mais longo período geradas pelo vento é fundamental para estudos sobre a atuação das ondas e seus efeitos sobre a dinâmica costeira, sobretudo em condições energéticas associadas a eventos extremos. Dessa forma, espera-se que os produtos obtidos deste estudo possam servir como base para a continuidade das pesquisas sobre as ondas oceânica e processos costeiros no litoral maranhense, auxiliando na tomada de decisões do poder público quanto às atividades econômicas, como comércio, indústria e turismo, que dependem da navegação, e, conseqüentemente, das condições climatológicas e extremas da agitação marítima na região.

2 | METODOLOGIA

Este estudo foi realizado para o domínio regional referente à Plataforma Continental do Maranhão (PCMA) e região oceânica adjacente, entre as latitudes de

2°S e 4°N e longitudes de 46°W e 40°W.

Os dados obtidos foram utilizados como condições de borda (para as bordas abertas Norte, Leste e Oeste do domínio) em duas modalidades de simulações estacionárias com o modelo de ondas SWAN: climatológica e extremo máximo. Na primeira, a partir da criação de um climatológico, foi possível representar as condições normais para cada mês (janeiro a dezembro) das ondas oceânicas ao longo da PCMA. Na segunda, foi realizado um tratamento prévio para determinar valores máximos de altura significativa de onda (H_s) para cada borda do domínio, os quais foram inseridos como condição de contorno, juntamente com as condições climatológicas das demais variáveis.

2.1 Dados de Entrada para o Modelo de Propagação de Ondas

Este estudo baseou-se na análise dos parâmetros de altura significativa (H_s), período de pico (T_p) e direção de pico (D_p) das ondas e suas forçantes (i.e., velocidade e direção do vento) para o domínio da PCMA e região oceânica adjacente oriundos da base de dados de reanálise oceânica do *WaveWatch III* para o período de onze (11) anos (2006 a 2016). Os dados do *WaveWatch III* são gerados pelo *National Oceanic and Atmospheric Administration* sob forçantes do *Climate Forecast System Reanalysis Reforecast* (CFSRR) (TOLMAN, 2002), disponível em <http://polar.ncep.noaa.gov>. Esses dados possuem resolução espacial de 0,5° em latitude e 0,5° em longitude, disponíveis em domínio global, e uma resolução temporal de 3h. O *WaveWatch III* é um modelo de ondas de terceira geração desenvolvido pelo *National Centers for Environmental Prediction* (NCEP), órgão subordinado ao NOAA. O modelo calcula a evolução espacial e temporal do espectro bidimensional de ondas, baseada na Conservação da Densidade Espectral por meio da equação de transporte advectivo (MASSEL, 2017).

$$\frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(C_x N) + \frac{\partial}{\partial y}(C_y N) + \frac{\partial}{\partial \sigma}(C_\sigma N) + \frac{\partial}{\partial \theta}(C_\theta N) = \frac{S_\Sigma}{\sigma} \quad (1)$$

Onde, N é a densidade de ação de onda, t é o tempo, ω é a frequência angular relativa, θ é a direção de onda. Os quantificadores C_x e C_y são as velocidades de grupo no espaço geográfico e C_σ e C_θ são as velocidades de propagação no espaço espectral. Todos os outros processos físicos são determinados por termos de ganho e perda de energia diretamente inseridos como formulações empíricas no termo S no último termo da equação.

Os dados de batimetria utilizados nas simulações numéricas com o modelo SWAN foram obtidos do *Gridded Bathymetric Chart of the Oceans* (IOC, IHO, BODC, 2003), disponíveis em www.gebco.net na resolução de 0,5 minuto de arco (aproximadamente 0,0083°). A base de dados utilizada no presente estudo (GEBCO 2014) é uma versão atualizada da GEBCO 2008, oriunda de um modelo de terreno contínuo para oceano

e continente. A porção batimétrica da grade foi desenvolvida de uma base de dados de sondagem realizada por navios, com interpolação entre as sondagens guiadas por dados de gravidade derivados de satélite. O GEBCO também inclui dados de mapeamento regional com o intuito de melhorar o modelo batimétrico global. A partir da batimetria oriunda da base de dados GEBCO, foi criada uma grade de resolução espacial de $0,1^\circ$, para ser fornecida ao modelo de onda como condição de fundo (Figura 1).

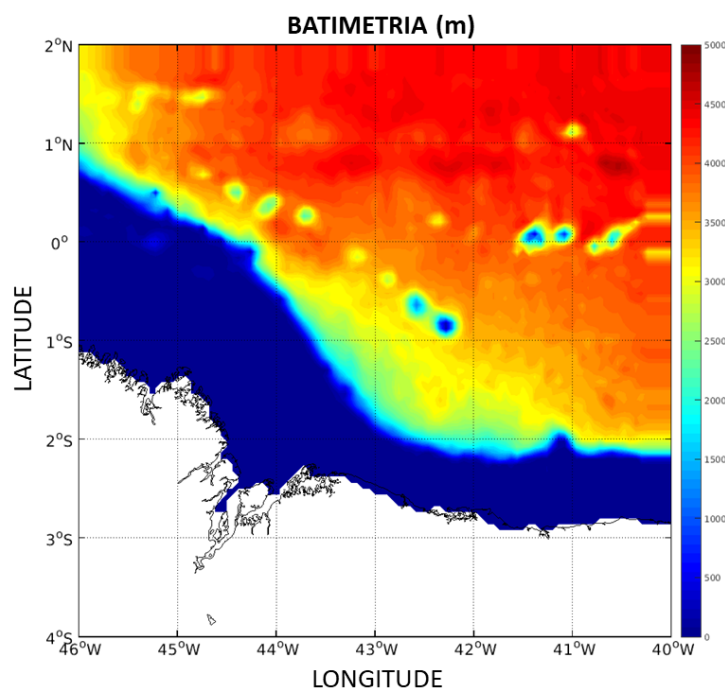


Figura 1: Batimetria regional para o domínio da Plataforma Continental do Maranhão (PCMA) elaborada a partir da base de dados GEBCO com resolução espacial de $0,0083^\circ$.

Fonte: Do autor.

2.2 Modelo de Águas Rasas

O modelo regional utilizado neste estudo foi o *Simulating Waves Nearshore* (SWAN) (HOLTHUIJSEN et al., 1993), um modelo de ondas de terceira geração, desenvolvido pela *Delft University of Technology*, que calcula a propagação espectral das ondulações, partindo das condições de batimetria e condições de onda iniciais e de contorno, e usa como forçante do sistema, o vento local (BOOIJ et al, 1999; RIS et al., 1999). O modelo SWAN resolve a equação de transporte advectivo na forma espectral e representa os processos costeiros de refração, difração e empolamento (ou *shoaling*) de onda, bem como o bloqueio e reflexão das ondas causados por correntes opostas e obstáculos. A dissipação é representada pela quebra das ondas devido à diminuição da profundidade, atrito de fundo e interações não lineares. Este modelo foi projetado para estimativas realistas de ondas em regiões costeiras, mas pode ser utilizado em outras escalas relevantes para estudos de ondas de gravidade de superfície forçadas pelo vento.

2.3 Simulações Numéricas com o Modelo SWAN

Os experimentos numéricos realizados com o modelo de ondas de águas rasas SWAN foram configurados de modo a simular condições climatológicas e extremas de H_s , visando a avaliação dos padrões espaciais de propagação das ondas swell sobre a PCMA para cada mês do ano (Janeiro a Dezembro), ou seja, no modo estacionário no tempo. As condições de borda para os experimento climatológicos constituíram-se do ciclo anual ou ano climatológico (considerando o período de 2006 a 2016) dos parâmetros de onda (H_s , T_p e D_p) e vento (velocidade e direção do vento). Esse último, além de estacionário no tempo, foi mantido constante em toda a grade computacional (Tabela 4), considerando-se também a climatologia mensal. Já as condições de borda para as simulações de ondas sob condições extremas de H_s foram utilizados os valores máximos de H_s para cada uma das bordas abertas do domínio. As condições de contorno para ambos os grupos de experimentos são mostradas nas Tabelas 1, 2 e 3 as quais são referentes às bordas Norte (Tabela 1), Leste (Tabela 2) e Oeste (Tabela 3) do domínio.

Borda Norte				
Mês	H_s (Clim)	H_s (Máx)	T_p	D_p
Jan	3,61	3,61	11,51	359,92
Fev	3,76	3,76	11,49	359,80
Mar	3,36	3,36	11,71	359,95
Abr	2,89	2,89	10,92	359,92
Mai	2,59	2,59	9,63	359,61
Jun	2,56	2,56	9,02	358,12
Jul	2,81	2,81	9,03	129,49
Ago	3,01	3,01	8,64	202,23
Set	3,22	3,22	9,38	359,65
Out	3,20	3,20	11,41	359,93
Nov	2,93	2,93	11,46	359,93
Dez	3,81	3,81	11,79	359,96

Tabela 1: Condições de contorno da borda Norte utilizadas nas simulações estacionárias sob condições climatológicas ($H_{s \text{ Clim}}$) e máximas ($H_{s \text{ Máx}}$) de H_s .

Borda Leste				
Mês	H_s (Clim)	H_s (Máx)	T_p	D_p
Jan	3,33	3,33	12,18	359,97
Fev	3,32	3,32	11,79	359,94
Mar	3,02	3,02	12,30	359,97
Abr	2,58	2,58	11,50	359,96
Mai	2,71	2,71	9,76	359,90
Jun	2,81	2,81	9,17	359,37
Jul	3,07	3,07	8,74	132,77
Ago	3,29	3,29	8,36	130,65

Set	3,43	3,43	9,02	359,06
Out	3,27	3,27	11,08	359,92
Nov	3,12	3,12	11,24	359,98
Dez	3,53	3,53	12,00	359,97

Tabela 2: Condições de contorno da borda Leste utilizadas nas simulações estacionárias sob condições climatológicas ($H_{s \text{ Clim}}$) e máximas ($H_{s \text{ Máx}}$) de H_s .

Borda Oeste				
Mês	H_s (Clim)	H_s (Máx)	T_p	D_p
Jan	2,96	2,96	10,72	358,96
Fev	2,85	2,85	10,48	359,33
Mar	2,62	2,62	10,37	358,85
Abr	2,42	2,42	10,00	332,93
Mai	2,08	2,08	9,02	330,40
Jun	2,06	2,06	8,52	292,84
Jul	2,23	2,23	7,78	116,17
Ago	2,35	2,35	7,63	249,65
Set	2,31	2,31	8,32	247,38
Out	2,64	2,64	10,43	330,70
Nov	2,29	2,29	10,26	320,62
Dez	2,90	2,90	10,64	321,39

Tabela 3: Condições de contorno da borda Oeste utilizadas nas simulações estacionárias sob condições climatológicas ($H_{s \text{ Clim}}$) e máximas ($H_{s \text{ Máx}}$) de H_s .

Vento		
Mês	Direção (°)	Velocidade (m/s)
Jan	269,38	7,68
Fev	269,73	7,76
Mar	269,51	7,69
Abr	268,50	7,26
Mai	255,02	7,12
Jun	213,88	7,25
Jul	175,76	8,20
Ago	176,56	8,95
Set	184,16	8,81
Out	216,26	8,48
Nov	197,76	8,14
Dez	214,71	7,93

Tabela 4: Valores de ventos inseridos uniformemente em toda a grade computacional.

3 | PROPAGAÇÃO DE ONDAS SWELL NA PLATAFORMA CONTINENTAL DO MARANHÃO

As figuras 2 a 4 mostram a propagação das ondas *swell* sobre a região da PCMA sob condições climatológicas e máximas de H_s para o período de 2006 a 2016.

As simulações climatológicas apontaram que as maiores alturas de onda *swell* estão ocorreram principalmente no verão austral (Dezembro – Janeiro – Fevereiro), com valores variando entre 1,5 m e 2 m, e se propagando a partir do nordeste do domínio e diminuindo em altura a medida que se aproxima da costa. O mês de Junho mostrou-se com as menores alturas de ondas *swell*, com valores abaixo de 1m em todo o domínio da PCMA (Figura 2 a 4).

A partir da simulação sob condições extremas de H_s , pôde-se observar que as alturas das ondas *swell* foram bastante modificadas em comparação às condições climatológicas, embora o padrão espacial de propagação tenha se mantido. Ou seja, nos meses de Dezembro – Janeiro – Fevereiro (verão austral), as alturas de ondas *swell* chegaram a 3 m na borda norte do domínio (Figura 2). O mês com as menores alturas de onda *swell* nas simulações climatológicas (no caso, Junho) também sofreu mudanças, apresentando ondas *swell* com altura próxima a 1,7 m, localizadas entre as latitudes de 2°N a 0° e longitude de 43°W a 40°W.

As maiores diferenças entre as simulações máximas e climatológicas foram registradas nos meses de Maio – Junho e Agosto (Figura 3) e Setembro (Figura 4), com extensas áreas do oceano apresentando um viés de +0,6 m. Houveram registros de 0m de diferença, como nas regiões mais próximas da costa, especialmente nos meses de Janeiro, Março e Dezembro. Ou seja, nesses casos a altura de onda *swell* não se alterou em função de um aumento, a nível extremo, da altura significativa de onda no domínio da PCMA.

Dentre os fatores geradores de eventos extremos de ondas *swell* estão as alterações na temporada dos furacões do Atlântico Norte ocasionadas principalmente por modos de variabilidade climáticos tais como o Modo Meridional do Atlântico, o El Niño – Oscilação Sul, a Oscilação do Atlântico Norte e a Oscilação Madden-Julian (KOSSIN *et al.*, 2010; NOAA, 2014).

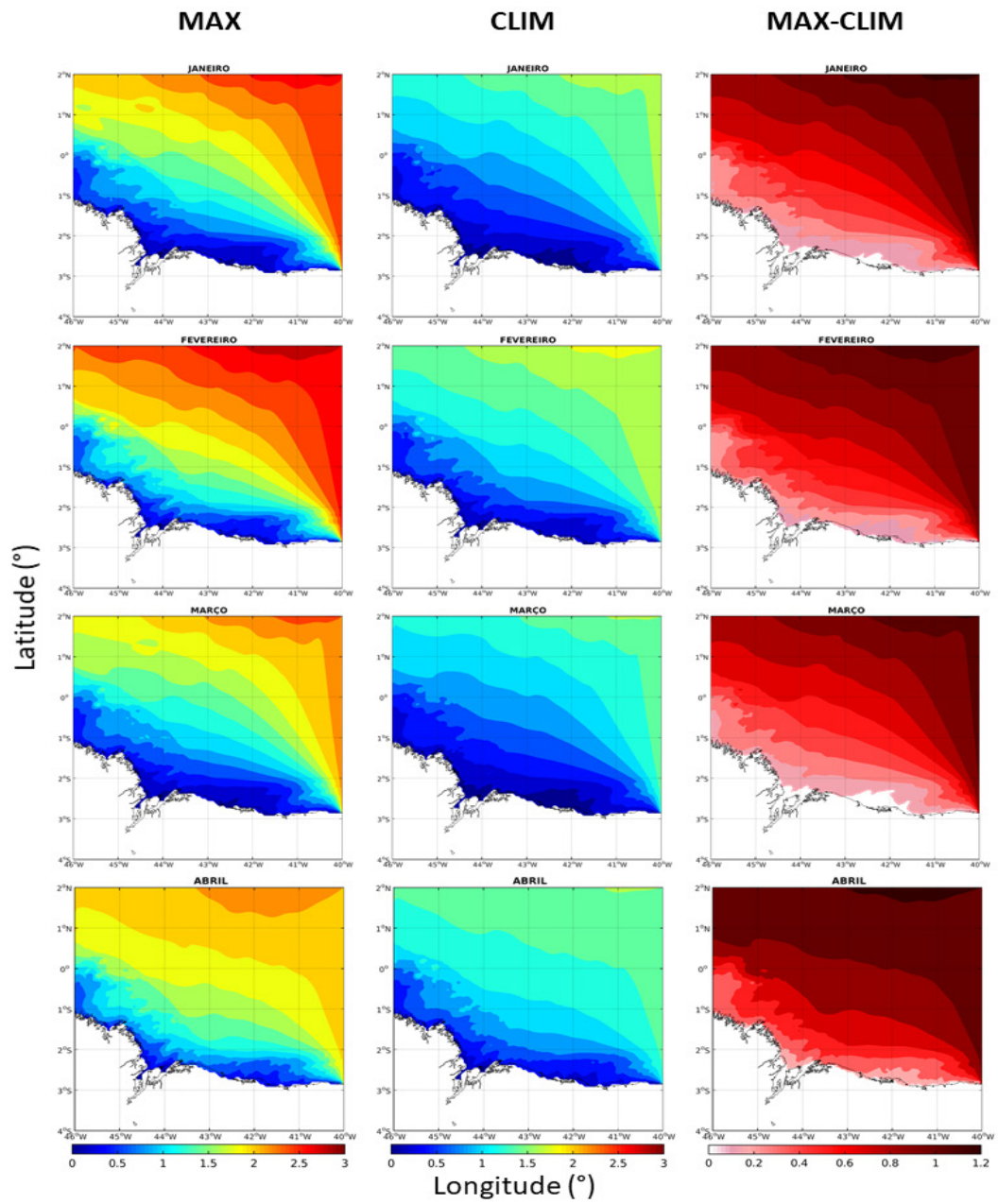


Figura 2: Altura de ondas swell (experimento máximo, climatológico e diferença) para o domínio da PCMA, nos meses de Janeiro a Abril.

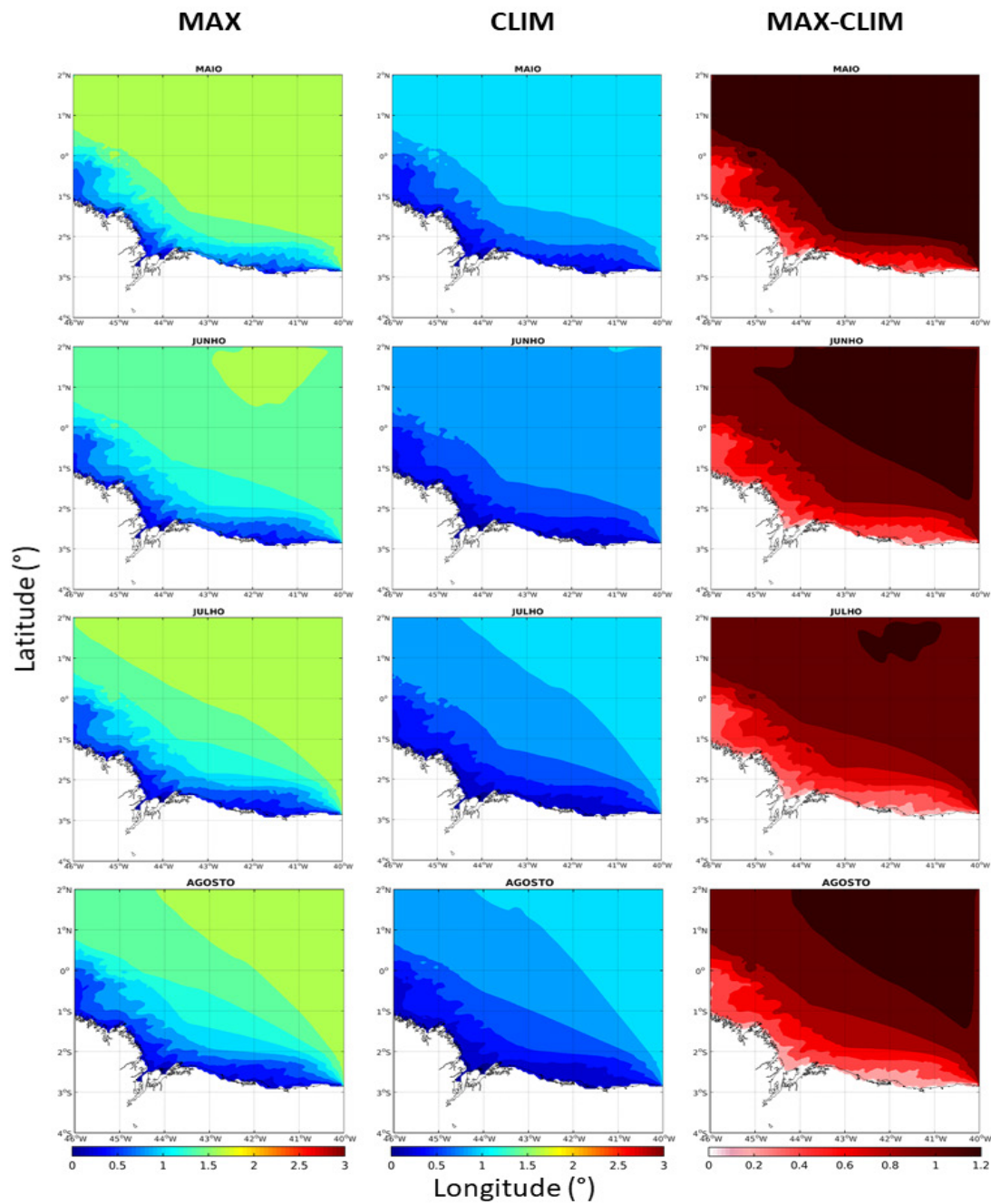


Figura 3: Altura de ondas *swell* (experimento máximo, climatológico e diferença) para o domínio da PCMA, nos meses de Maio a Agosto.

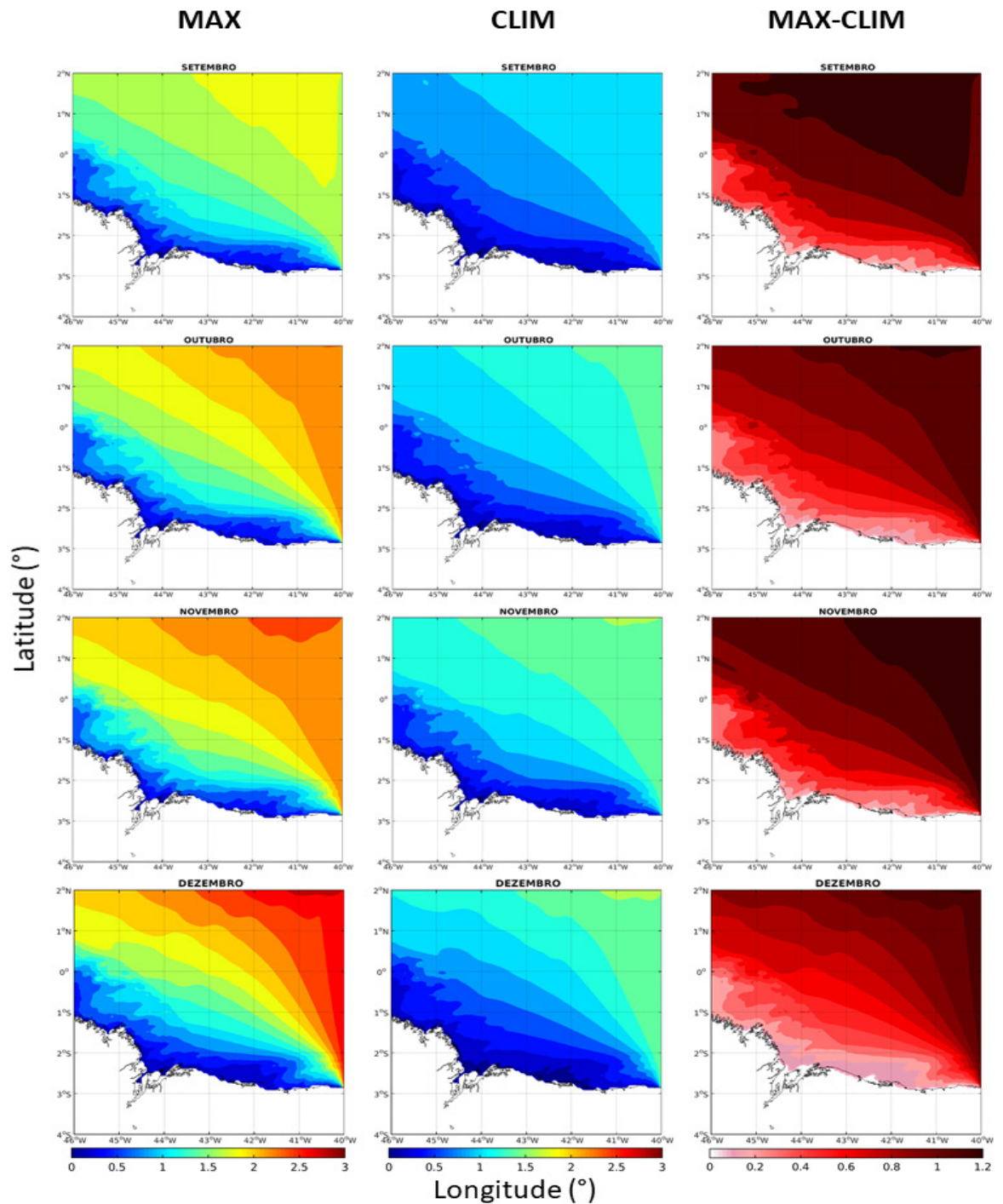


Figura 4: Altura de ondas *swell* (experimento máximo, climatológico e diferença) para o domínio da PCMA, nos meses de Setembro a Dezembro.

4 | CONCLUSÃO

O entendimento das diferenças entre o que está dentro da normalidade (climatologia) e o que pode mudar sob condições adversas (como pelo aumento da altura significativa de onda) é indispensável para o manejo mais eficiente de obras costeiras e gerenciamento costeiro.

O clima de ondas *swell* atuante sobre a Plataforma Continental do Maranhão apresenta sazonalidade em seu comportamento e propagação, registrando maiores valores principalmente no verão austral (Dezembro a Fevereiro). As simulações de

eventos extremos exibiram um aumento no tamanho da onda (altura de $swell_{m\acute{a}x}$: 3m), ou seja, em condição de altura significativa de onda superior às medias climatologicas, o estado de agitação maritima, no que se refere às ondas de mais longo período, sobre a PCMA se altera em magnitude, mas nem tanto espacialmente. Este estudo concluiu que condições extremas de altura de onda significativa para os últimos 11 anos analisados (2006-2016) elevam em 1 m a altura de ondulações de mais longo período, as quais atuam no retrabalhamento mais eficiente da região costeira adjacente à PCMA.

Os experimentos realizados com o modelo SWAN foram pioneiros em simular e propor um padrão de propagação de ondas *swell* sobre a PCMA. O estudo não visou determinar o espectro de energia, mas  possível inferir que o setor nordeste e borda leste são os mais energéticos do domínio estudado, considerando o registro de ondas *swell* de maior altura (as quais, por natureza, propagam mais energia que ondas vagas) observados nessas áreas, reduzindo em tamanho durante sua propagação em direção à profundidades mais rasas. A caracterização energética pode ser ferramenta de trabalhos futuros, a partir dos produtos obtidos nessa pesquisa.

REFERÊNCIAS

BOOIJ, N.; RIS, R. C.; HOLTHUIJSEN, L. H. A third-generation wave model for coastal regions, Part I, Model description and validation, **J. Geophys. Res.**, v. 104, n. C4, 1999.

Da SILVA, P. E. D. **Caracterização do padrão de ondas na costa do Brasil por meio de modelagem numérica**, São José dos Campos: INPE, 2013, xxxiv + 194 p.

FERNANDES, E. H. L.; JÚNIOR, O. O. M. e CUCHIARA, D. C. Ondas. *In*: CASTELLO, J. P. e KRUG, L. C. **Introdução às Ciências do Mar**. Pelotas: Editora Textos, 2015.

HOLTHUIJSEN, L.H.; VAN VLEDDER, G.P. The directional response of ocean waves to turning winds, **Journal of Physical Oceanography**, V. 24, N. 2, 1993.

IOC, lho. BODC. **Centenary edition of the GEBCO digital atlas**, 2003.

KOSSIN, J. P.; CAMARGO, S. J. e SITKOWSKI, M. **Climate modulation of North Atlantic hurricane tracks**. *Journal of Climate*, v. 23, n. 11, p. 3057-3076, 2010.

MASSEL, S. R. **Ocean Surface Waves: Their Physics and Prediction (Third Edition)**, World Scientific: Singapore, 800 pp, 2017.

NOAA. 2014. **Impacts of El Niño and La Niña on the hurricane season**. Disponível em: <https://www.climate.gov/news-features/blogs/enso/impacts-el-ni%3%B1o-and-la-ni%3%B1a-hurricane-season>. Acessado em: 01/06/2019.

RIS, R.C.; BOOIJ, N.; HOLTHUIJSEN L.H. A third-generation wave model for coastal regions, Part II, Verification, **J. Geophys. Res.**, v. 104, n. C4, 1999.

SAMPAIO, M. J. R. T. **Aplicação do modelo SWAN na caracterização da agitação maritima na zona adjacente a Pinheiro da Cruz**, Universidade Técnica de Lisboa, 2008.

SEMEDO, Alvaro et al. **A global view on the wind sea and swell climate and variability from ERA-40**. Journal of Climate, v. 24, n. 5, p. 1461-1479, 2011.

TOLMAN, H. L., **Validation of WAVEWATCH III version 1.15 for a global domain**. NOAA / NWS / NCEP / OMB Technical Note Nr. 213, 33 pp., 2002.

APLICABILIDADE DO MODELO HABITAT RISK ASSESSMENT DO INVEST PARA GESTÃO DE ÁREAS DE PROTEÇÃO AMBIENTAL

Laura Dias Prestes

Universidade Federal de Santa Catarina,
Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em
Geografia
Florianópolis – Santa Catarina

Julia Nyland do Amaral Ribeiro

Universidade Federal de Santa Catarina,
Doutoranda Programa de Pós-Graduação em
Geografia
Florianópolis – Santa Catarina

Milton Lafourcade Asmus

Universidade Federal de Santa Catarina,
Professor do Programa de Pós-Graduação em
Geografia
Florianópolis - Santa Catarina

Tatiana Silva da Silva

Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Professora associada do Departamento de
Geodésia
Porto Alegre – Rio Grande do Sul

RESUMO: A categoria de unidade de conservação (UC), área de proteção ambiental (APAs) é um instrumento utilizado para a conservação de áreas com interferência humana direta e é considerada um desafio para a gestão de UCs, pois esta permite diversas atividades econômicas em seu território. Desta forma, através do modelo Habitat Risk Assessment do InVEST buscou-se, avaliar o

risco ambiental provocado pelas atividades humanas no território da APA da Baleia Franca (APABF) de Santa Catarina, Brasil. Com o objetivo de verificar como os resultados desse modelo podem dar suporte à gestão de APAs. Esse modelo avalia a exposição dos ecossistemas às atividades antrópicas. De forma geral, como resultado, obtivemos que os ecossistemas da APABF possuem um alto potencial de recuperação e um baixo índice de risco. Entre estes, o ecossistema do banhado apresentou o maior índice de vulnerabilidade. Os estressores que apresentaram maior risco aos ecossistemas são a invasão de espécies exóticas, a área agrícola, a área urbana, a silvicultura e o loteamento. Concluiu-se que o modelo possibilita a escolha de áreas prioritárias para a gestão, visto que permite a visualização de qual atividade impacta determinado ecossistema e o potencial de recuperação destes.

PALAVRAS-CHAVE: gestão; áreas de proteção ambiental; risco de ecossistemas.

APPLICABILITY INVEST HABITAT RISK ASSESSMENT MODEL FOR MANAGEMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION AREAS

ABSTRACT: The category of protected areas (PA), environmental protection areas (EPA) is

an instrument used for the conservation of areas with direct human interference, and it is considered a challenge for the management of PAs since it allows several economic activities in its territory. Therefore, through the InVEST Habitat Risk Assessment model, we aimed to evaluate the environmental risk caused by human activities in the Bowhead Whale EPA (EPABW) territory of Santa Catarina, Brazil. In order to verify how the results of this model can support the management of EPAs. This model assesses the exposure of ecosystems to anthropic activities. In general, we obtained that the EPABW ecosystems have a high recovery potential and a low index risk. Among this, the wetland ecosystem had the highest vulnerability index. The stressors that present the most significant risk to the ecosystems are the exotic species invasion, agricultural and urban areas, forestry and allotment. We concluded that the model enables the selection of priority areas for management since it allows the visualization of which activity impacts a closed ecosystem and the potential for their recovery.

KEYWORDS: management; areas of environmental protection; ecosystem risk.

1 | INTRODUÇÃO

A categoria Área de Proteção Ambiental (APA) foi instituída pela Lei 6.902 de 27 de abril de 1981 e mais tarde foi incorporada ao SNUC, definida como uma área em geral extensa, com certo grau de ocupação humana, composta por atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais importantes para a qualidade de vida e o bem-estar humano (BRASIL, 2000). Seu objetivo é proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (BRASIL, 2000). Como Unidade de Conservação (UC) de uso direto, ela pode ser formada por terras públicas ou privadas e, conforme regras estabelecidas em suas normativas e plano de manejo, o uso da propriedade privada em seu interior pode ser regulado e/ou restringido. Assim, a APA serve, sobretudo, para ajudar a proteger e promover o desenvolvimento sustentável de áreas densamente ocupadas em espaços ambientalmente vulneráveis. No entanto, a gestão das APAs é um desafio para a gestão devido à permissão de diversos usos econômicos em seu território o que prejudicaria a conservação da natureza, objetivo fim de qualquer categoria de unidade de conservação. Nessa perspectiva, é necessário o desenvolvimento de métodos que possam avaliar a vulnerabilidade ambiental das APAs, com o intuito de subsidiar a tomada de decisão visando, de maneira sustentável, o desenvolvimento ecológico, econômico e social. Sendo assim, buscou-se, através do modelo Habitat Risk Assessment do InVEST, avaliar o risco ambiental provocado pelas atividades humanas no território da APA da Baleia Franca, Santa Catarina, Brasil.

2 | ÁREA DE ESTUDO

A unidade de conservação APA da Baleia Franca está localizada no litoral do

Estado de Santa Catarina – Brasil (figura 1). Foi criada por meio de Decreto Federal em 14 de setembro de 2000 e sua gestão está a cargo do ICMBio. O objetivo dessa unidade de conservação é proteger a baleia franca austral e ordenar o uso dos recursos naturais e ocupação do território. Os municípios de Palhoça, Paulo Lopes, Garopaba, Imbituba, Tubarão, Florianópolis, Laguna, Jaguaruna e Balneário Rincão são cobertos parcialmente por esta UC. A APA da Baleia Franca abarca ambientes marinhos e costeiros, possuindo 156 mil hectares ao longo de 130 km de costa. Possui uma ampla diversidade de ecossistemas, entre eles, extensos campos de dunas, restingas e banhados, além de atividades econômicas, como turismo, rizicultura e pesca. (PRESTES, 2016)

Mapa de localização da APA da Baleia Franca



Figura 1: Mapa de localização da APA da Baleia Franca.

Fonte: Laura Dias Prestes

3 | METODOLOGIA

Utilizou-se o modelo para avaliação de risco de ecossistemas, Habitat Risk Assessment (HRA). O HRA é um modelo do INVEST (Avaliação Integrada de Serviços Ecosistêmicos e Tradeoffs), software gratuito e de código aberto utilizado para mapear e valorar os bens e serviços ecosistêmicos desenvolvido pelo NatCap Project. Para este estudo utilizou-se o software Terrset®, que também hospeda o modelo HRA, devido a sua facilidade na organização de entrada de dados.

O modelo HRA avalia a exposição dos ecossistemas às atividades antrópicas possuindo duas perspectivas: “Consequência”, referente às características ambientais

de resiliência, como a perda de ecossistemas e a capacidade de recuperação e “Exposição”, o qual considera os usos e atividades antrópicas (RIBEIRO, 2017). Os critérios avaliados pelo modelo são o tempo de exposição, a sobreposição espacial dos usos, a área de influência dos usos, a intensidade da exposição sobre o ecossistema, a avaliação de estratégias efetivas de gestão, a mudança de área e estrutura do ecossistema provenientes de determinada atividade, a frequência de distúrbio natural semelhante ao distúrbio ocasionado por determinada atividade, a taxa de mortalidade natural, a taxa de recrutamento, a conectividade entre as remanescentes do ecossistema e o tempo de recuperação (figura 2). Os critérios de consequência “taxa de mortalidade e “taxa de recrutamento” presentes no modelo não foram avaliados neste trabalho devido à falta de dados.

Para gerar o modelo, dividiu-se o território da APA da Baleia Franca entre usos antrópicos (vias de transporte, turismo, mineração, carcinicultura, área agrícola, área urbana, pesca, silvicultura, invasão de vegetação exótica, loteamento) e ambientes naturais (praia/zona marinha, vegetação arbórea de restinga, campos litorâneos, floresta ombrófila densa, corpo d’água continental, banhados, duna móvel e duna vegetada). A espacialização dos ecossistemas e usos foi realizada com base no mapeamento de uso e cobertura da terra da APA da Baleia Franca de 2015 (PRESTES, 2016) e a avaliação dos fatores de “Consequência” e “Exposição” foram definidas a partir de opinião de especialistas.

O modelo gera dois tipos de resultados: em gráficos e em mapas. Os gráficos apresentam dados de Risco Cumulativo por Habitat e Global em relação aos critérios de Exposição e Consequência de cada atividade. Os mapas representam espacialmente o Potencial de Recuperação Global, o Risco Cumulativo Global e o Risco Cumulativo por habitat. Os mapas foram reclassificados para Escala Likert (1, 2, 3, 4 a 5, muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto, respectivamente).

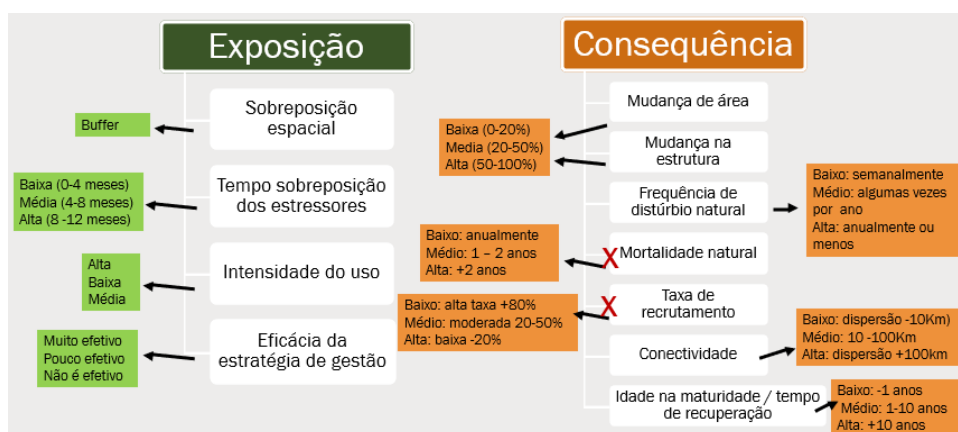


Figura 2: Critérios de Exposição e de Consequência. Fonte: Laura Dias Prestes

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Existem três conjuntos de dados necessários para gerar o modelo:

especialização de habitats, especialização das atividades humanas ou estressores e informações sobre a interação entre habitats e esses estressores. Assim, o HRA realiza a ponderação entre as informações sobre as atividades humanas (estressores) e os habitats usando dados espaciais e não-espaciais (ARKENA et al., 2014). Para as informações não-espaciais, sua relação com os habitat-estressores são organizadas e calculadas por meio da tabela de classificação de critérios de Exposição e de Consequência (figura 2). Os habitats e atividades estressores levantadas estão listadas abaixo e podem ser visualizadas no Mapa de Habitats e Estressores (figura 3).

- Habitats: (1) praia/zona marinha, (2) duna vegetada, (3) duna móvel, (4) vegetação arbórea de restinga, (5) corpo d'água continental, (6) banhado, (7) campos litorâneos e (8) floresta ombrófila densa;
- Estressores: (1) área urbana, (2) pesca, (3) turismo, (4) mineração, (5) silvicultura, (6) vegetação exótica, (7) carcinicultura, (8) loteamento, (9) sistema viário e (10) área agrícola;

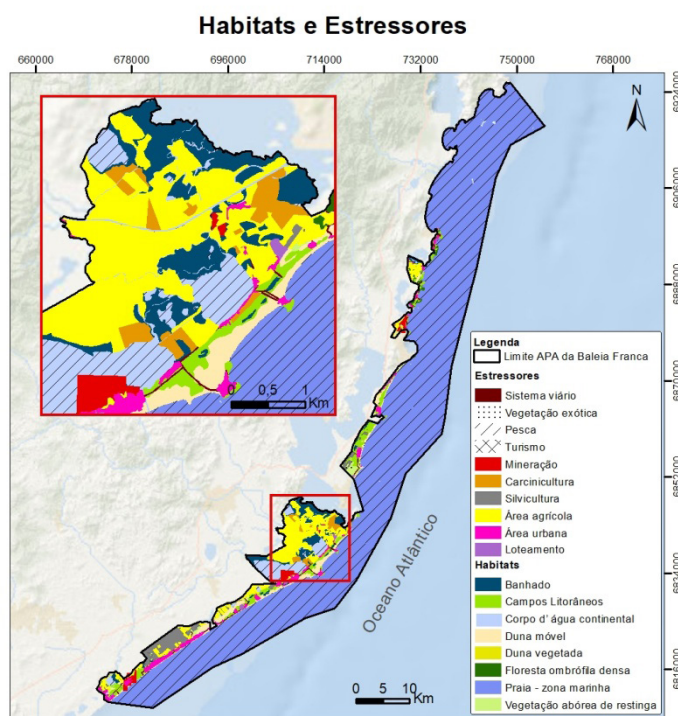


Figura 3: Mapa de Habitats e Estressores.

Fontes: Laura Dias Prestes

A partir dos dados do modelo foi possível observar o risco cumulativo de todo ambiente e o risco em cada ecossistema. Como resultados obtivemos que, de forma geral, a APA da Baleia Franca apresenta uma baixa vulnerabilidade ambiental frente aos usos presentes em seu território provenientes de um alto potencial recuperação e de um baixo índice de risco dos ecossistemas (quadro 1 e figuras 5 e 6). Particularmente, o ecossistema de banhado apresentou o maior índice de vulnerabilidade, sobretudo devido ao seu médio potencial de recuperação observados a partir dos critérios de consequência (figura 5).

Classe	Risco global	Potencial de recuperação global
	Área (hectares)	Área (hectares)
1 (muito baixo)	15651,81	
2 (baixo)	2991,15	
3 (média)	76,68	3544,56
4 (alto)	6,12	
5 (muito alta)	0,09	15181,29

Quadro 1: Áreas do Risco e do Potencial de Recuperação Global.

Fonte: Laura Dias Prestes

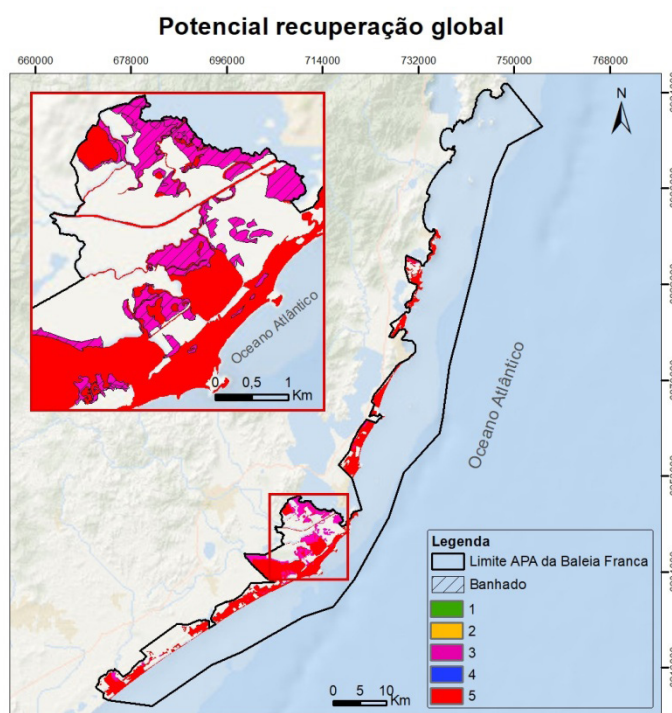


Figura 5: Potencial de recuperação global.

Fonte: Laura Dias Prestes

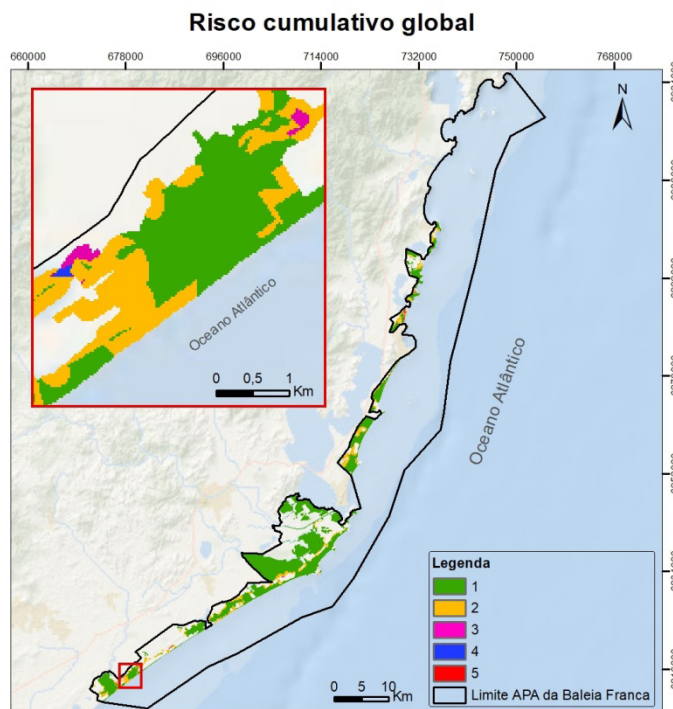


Figura 6: Risco cumulativo global.

Fonte: Laura Dias Prestes

Em relação aos estressores, os que mais se destacam com maior possibilidade de gerar risco aos ecossistemas são a invasão de espécies exóticas, a área agrícola, a área urbana, a silvicultura e o loteamento. A invasão das espécies exóticas está prioritariamente relacionada ao grau de exposição, o que demonstra que, para esse estressor, a sobreposição temporal é constante e não existe ações de gestão sobre seu impacto.

Praia/Zona marinha: O ambiente que sofre menor impacto pontual é a praia e zona marinha, porém, seu risco cumulativo é maior, quando comparado a toda a área abrangida pelo ecossistema (figura 7). O mesmo, é menos exposto ao turismo (S3) e exposto de forma semelhante à todas as outras atividades.

Duna vegetada: O ecossistema duna vegetada demonstrou impacto mais acentuado proveniente da atividade agrícola (S10) e o estressor que altera menos esse ecossistema é o turismo (S3) (figura 7).

Duna móvel: Os estressores que mais impactam o habitat duna móvel é a invasão de vegetação exótica (S6) e área agrícola (S10) (figura 7).

Vegetação arbórea de restinga: O ecossistema vegetação arbórea sofre maior influência dos estressores área urbana (S1) e loteamento (S8), o que significa que estes usos avançam sobre as áreas ocupadas por este ambiente (figura 8). Já o sistema viário (S9) impacta menos esse ecossistema devido aos critérios de consequência.

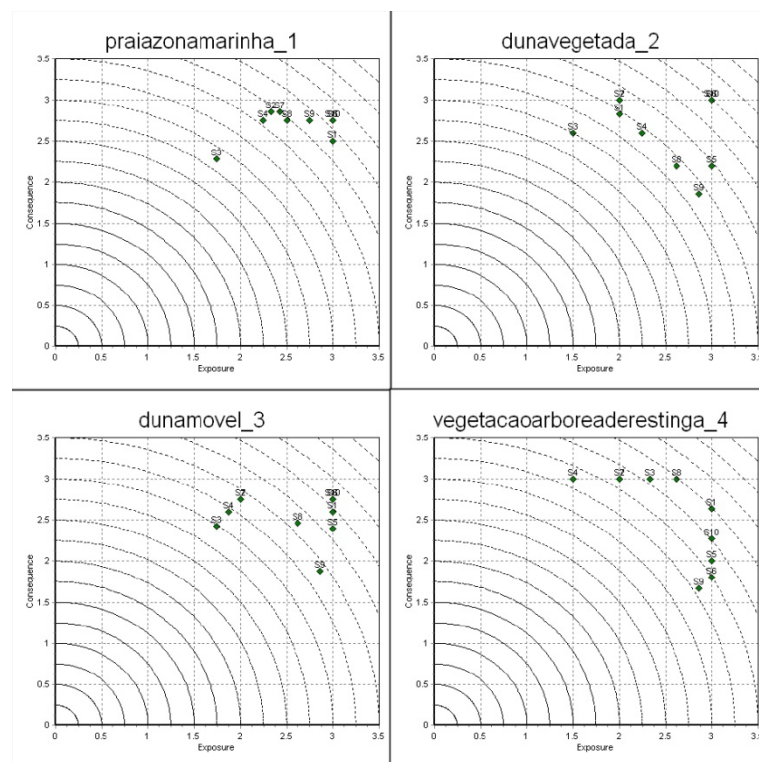


Figura 7: Diagrama do resultado de risco (Consequência x Exposição) para cada habitats.

Corpo d'água continental: O estressor que causa maior risco sobre o habitat corpo d'água continental é a silvicultura (S5), com grau maior de exposição do que os critérios de consequência (figura 8). A atividade de pesca (S2) apresentou maior valor de consequência, valor que pode ser associado ao tempo que o habitat necessita para sua recuperação.

Banhado: A área agrícola (S10) apresentou o maior risco sobre o ecossistema de banhado. A atividade de carcinicultura (S7) apresenta um grau de consequência menor do que a exposição. Outro estressor que impacta este ecossistema é a área urbana (S1) e se destaca pelo alto do grau de exposição.

Campos litorâneos: Os campos litorâneos, ambiente que está espalhado por todo o território da APA da Baleia Franca, estão expostos a diversos estressores. A ocupação urbana (S1) está causando maior índice de risco sobre os campos litorâneos (figura 8), especialmente quando se observa sua sobreposição temporal e intensidade. A invasão de vegetação exótica (S6) e o loteamento (S8) são estressores que geram um risco também acentuado sobre esse habitat. Os usos que menos impactam esse ecossistema são a mineração (S4) e a silvicultura (S5).

Floresta ombrófila densa: Os estressores que geram risco mais proeminente sobre o habitat floresta ombrófila densa (figura 8) são a área urbana (S1), a invasão de espécies exóticas (S6) e a área agrícola (S10). O grau de exposição dessas atividades são maiores que o grau dos critérios de consequência.

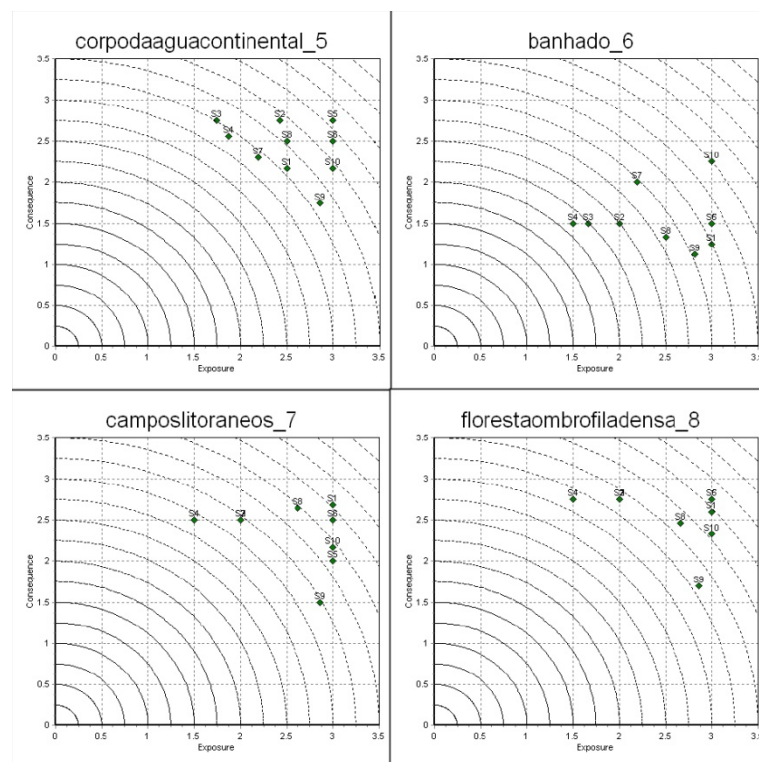


Figura 8: Diagrama do resultado de risco (Consequência x Exposição) para cada habitats.

5 | CONCLUSÃO

Foi possível verificar que o modelo Habitat Risk Assessment é uma ferramenta que pode auxiliar os gestores das APAs na tomada de decisão, quando relacionado às questões de vulnerabilidade, visto que o modelo possibilitou a visualização das áreas dos ecossistemas mais vulneráveis às atividades, tanto para os fatores de exposição como os de consequência. Isto é, com os resultados do modelo, observa-se de forma mais clara qual atividade impacta determinado ambiente e o potencial de recuperação de determinado ecossistema, permitindo a identificação de áreas prioritárias para ações de gestão. A aplicabilidade desse modelo vem ao encontro de iniciativas que superem o desafio do uso sustentável de ambientes naturais como é o caso da APA da Baleia Franca. Os resultados possibilitam comparações com outras metodologias de avaliação de risco de ecossistemas e precisam ser refinados, para validação da resposta da metodologia utilizada.

REFERÊNCIAS

ARKEMA, KATIE K; VERUTES, GREGORY; BERNHARDT, JOANNA R; CLARKE, CHANTALLE; ROSADO, SAMIR; CANTO, MARITZA; WOOD, SPENCER A; RUCKELSHAUS, MARY; ROSENTHAL, AMY; MCFIELD, MELANIE; ZEGHER, JOANN de. Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: a demonstration in Belize. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 11, nov. 2014.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 9 de julho de 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Brasília, 2000. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm> Acesso em 02 de

maio 2013.

_____. Lei no 6.902, de 27 de abril de 1981. **Dispõe sobre a criação de Estações Ecológicas, Áreas de Proteção Ambiental e dá outras providências.** Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6902.htm> Acesso em 27 de fev. 2015.

NATCAP - NATURAL CAPITAL PROJECT. **Habitat Risk Assessment.** Disponível em: <http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/habitat_risk_assessment.html> Acesso em: 15 de jun. 2017.

PRESTES, LAURA DIAS. Áreas de Proteção Ambiental (APA): conservação e sustentabilidade - o caso da APA da Baleia Franca (SC / Brasil). Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências. Programa de Pós-Graduação em Geografia, Porto Alegre, BR-RS, 2016. 189 f.

RIBEIRO, JÚLIA NYLAND DO AMARAL. **Aplicação de modelos ecossistêmicos em sistemas de lagoas costeiras como suporte à Gestão.** Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências. Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Porto Alegre, BR-RS, 2017. 213 f.

ESTIMATIVA DAS TAXAS DE TRANSPORTE SEDIMENTAR AO LONGO DA COSTA BRASILEIRA

Tháísa Beloti Trombetta

Wiliam Correa Marques

Ricardo Cardoso Guimarães

Laboratório de Análise Numérica e Sistemas
Dinâmicos (LANSD)

Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Rio Grande – RS

RESUMO: O presente estudo foi realizado utilizando a modelagem computacional para simular o comportamento do clima ondulatório na Plataforma Continental Brasileira, durante o período entre 1979 e 2015. Ademais, duas formulações foram aplicadas para calcular as taxas de transporte de sedimentos ao longo da costa brasileira. Os resultados mostraram uma grande nos valores médios de altura significativa de onda, sendo que as maiores médias ocorreram no Rio Grande do Sul e, as menores, na foz do Rio Amazonas. Em relação às taxas de transporte longitudinal de sedimentos, tanto as maiores quanto as menores ocorreram na Região Nordeste do Brasil. Dessa forma, neste artigo é possível encontrar informações relacionadas ao clima ondulatório e ao transporte sedimentar em diversos setores da costa brasileira, que podem ser consideradas em projetos que envolvem o manejo sustentável das zonas costeiras.

PALAVRAS-CHAVE: TOMAWAC; Transporte

de Sedimentos; CERC; Kamphuis.

ESTIMATION OF SEDIMENTARY TRANSPORT RATES ALONG THE BRAZILIAN COAST

ABSTRACT: The present study was carried out using computational modeling to simulate the behavior of the wave climate in the Brazilian Continental Shelf during the period between 1979 and 2015. In addition, two formulations were applied to calculate sediment transport rates along the Brazilian coast. The results showed a large average values of significant wave height, with the highest averages occurring in Rio Grande do Sul and the smaller ones at the mouth of the Amazon River. In relation to longshore sediment transport rates, both the largest and the smallest occurred in the Northeast Region of Brazil. Thus, in this article it is possible to find information related to the wave climate and sedimentary transport in several sectors of the Brazilian coast, which can be considered in projects that involve the sustainable management of coastal zones.

KEYWORDS: TOMAWAC; Sediment Transport; CERC; Kamphuis.

1 | INTRODUÇÃO

As praias são ambientes que tendem a buscar sua estabilidade de acordo com o clima ondulatório que atua sobre a sua linha de costa. Short (1999) afirmou que as praias, constantemente, sofrem alterações morfológicas, as quais são resultados da interação entre o desequilíbrio no suprimento sedimentar local e os componentes energéticos.

A principal variável que estimula os processos costeiros de curto a médio prazo, causando o transporte longitudinal e transversal de sedimentos à linha costeira, segundo Muehe e Corrêa (1989), é o clima ondulatório da região. De forma congruente aos fenômenos naturais, a expansão urbana é outro fator prejudicial ao ambiente costeiro, que deve utilizar sua capacidade natural, para se adaptar as mudanças ao longo do tempo.

No Brasil, cada vez mais as zonas costeiras vêm recebendo atenção devido à sua capacidade de exploração comercial, o que desencadeia processos acelerados de urbanização nessas áreas e ocasiona uma maior degradação dos recursos naturais (Souza, 2002). Wisner et al. (2003) explica que a ocupação inadequada de áreas costeiras tem desencadeado e acelerado processos erosivos ao longo da costa.

Devido ao fato do transporte longitudinal de sedimentos ser um fator condicionante para a ocorrência de mudanças morfológicas em ambientes costeiros, faz-se necessário conhecer o clima de ondas e os padrões de transporte litorâneo sedimentar do local, para que se possa elaborar projetos e planos de gerenciamento costeiro das regiões. Dessa forma, estudos desta natureza são ferramentas de demasiada importância para o monitoramento da dinâmica costeira, impedindo que ocorram significativos processos erosivos e de sedimentação.

É possível citar como exemplo, a nível mundial, o estudo de Wang et al. (1998), que estimaram a taxa total de transporte sedimentar realizando medições de curto prazo em 29 locais ao longo da costa sudeste dos Estados Unidos e no Golfo da Flórida. Os dados *in situ* foram comparados com resultados obtidos utilizando as metodologias do *Coastal Engineering Research Center* (CERC, 1984) e do Kamphuis (1991). Dessa maneira, foi constatado que as taxas mensuradas utilizando a metodologia de Kamphuis (1991), se assemelharam às medições *in situ*, enquanto que a fórmula do CERC (1984) superestimou o total de sedimentos transportados.

No Brasil, diversos estudos já foram propostos analisando o transporte sedimentar. Araújo e Alfredini (2001), por exemplo, estimaram as taxas de transporte sedimentar nas praias de Suarão e Cibratel, no litoral paulista, utilizando três metodologias, para os anos de 1982 e 1984. Os autores constataram que a metodologia do Kamphuis (1991) resultou nas menores taxas de transporte em ambas regiões de estudo.

Nesse contexto, o presente estudo consiste em estimar o transporte sedimentar ao longo de diferentes pontos da costa brasileira, além de identificar as médias anuais e as direções predominantes da deriva litorânea. Dessa maneira, simulações

numéricas ondulatórias foram utilizadas para caracterizar o clima de ondas no Brasil, e as metodologias do CERC (1984) e do Kamphuis (1991) foram aplicadas para o cálculo do transporte de sedimentos. Por fim, foi definida a formulação que melhor se adapta a cada região, comparando os resultados estimados com estudos pretéritos relacionados a esta temática.

2 | METODOLOGIA

Para analisar o clima ondulatório do Brasil, foi aplicado o modelo de ondas de terceira geração TOMAWAC (*TELEMAC-Based Operational Model Addressing Wave Action Computation* – www.opentelemac.org), considerando um período de 37 anos (1979 a 2015). O domínio espacial (Figura 1) foi representado através de uma malha não estruturada composta por 547 479 nós, os quais possuem uma distância relativa variável (55 km próximo à zona do limite oceânico e 500 m na região costeira).

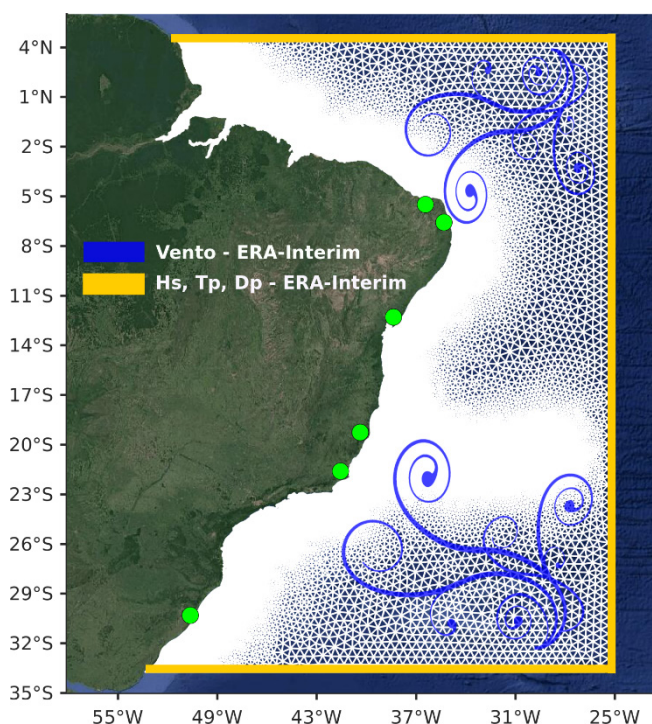


Figura 1 – Malha não estruturada e condições de contorno utilizadas. Os pontos verdes representam os locais considerados para validação do transporte de sedimentos.

2.1 Modelo Numérico

O modelo de ondas TOMAWAC resolve o estado de mar através da solução da Equação da Conservação da Densidade de Ação da Onda. Este modelo calcula as ondas geradas pelo vento, levando em consideração fenômenos físicos como dissipação por arrebentação, por *whitecapping* e induzida pela fricção com o fundo, refração induzida pela batimetria e pela presença de correntes, empolamento e difração.

2.2 Condições de Contorno e Superficiais

Para realizar as simulações, o modelo TOMAWAC foi inicializado do repouso. Nos contornos oceânicos, foram impostas condições de contorno de altura significativa (H_s), período de pico (T_p) e direção de pico (D_p), representadas pela cor amarela na Figura 1. Estes parâmetros são advindos do banco de dados do modelo de reanálise ERA-Interim, proveniente do ECMWF (*European Center for Medium-Range Weather Forecasts*). Na superfície foram impostas condições de vento, também provenientes do ERA-Interim, e representadas pela cor azul na Figura 1. Todos os dados possuem resolução espacial de $0,75^\circ$ e resolução temporal de 6h.

2.3 Taxas De Transporte Sedimentar

O transporte longitudinal de sedimentos foi estimado como utilização de parâmetros ondulatórios e características sedimentares de cada região analisada, sendo aplicadas as equações propostas pelo CERC (1984) e Kamphuis (1991).

Ademais, na formulação do CERC (1984), há um coeficiente adimensional (K) que relaciona diretamente a taxa de transporte de sedimentos com o fluxo de energia de ondas. O valor deste coeficiente, recomendado pelos próprios autores, é de 0,39, entretanto, a fórmula se torna mais confiável quando o coeficiente é calibrado com dados característicos de cada ambiente praias. Dessa forma, também foram consideradas as metodologias propostas pelo Kamphuis et al. (1986) e por Mil-Homens et al. (2013), conforme a Tabela 1.

CERC (1984)	$Qv = \frac{K\rho_a g^{1/2} H_{s,b}^{5/2} \sin(2\alpha_b)}{16(\gamma_b^2)^{-1} (\rho_s - \rho_a)(1 - p)}$
<i>Recomendado</i>	$K = 0,39$
<i>Kamphuis et al. (1986)</i>	$K = 0.022 \sqrt{\frac{\gamma_b H_{s,b}}{D_{50}}}$
<i>Mil Homens et al. (2013)</i>	$K = \left[2237.7 \left(\frac{H_{s,b}}{L_0} \right)^{1.45} + 4.505 \right]^{-1}$
Kamphuis (1991)	$Qv = 6.4 \times 10^4 (H_{s,b})^2 (T_p)^{1.5} (m_b)^{0.75} (D_{50})^{-0.25} [\sin^{0.6}(2\alpha_b)]$

Tabela 1 - Fórmulas utilizadas no cálculo do transporte sedimentar.

Nestas equações, ρ_a é a densidade da água do mar, g é a aceleração da gravidade, $H_{s,b}$ é a altura significativa da onda na linha de arrebentação, α_b é o ângulo de incidência da onda na linha de arrebentação, γ_b é o parâmetro de quebra, ρ_s é a densidade do sedimento, p é a porosidade do sedimento, D_{50} é o diâmetro médio do sedimento, L_0 é o comprimento da onda, T_p é o período de pico das ondas e m_b é a declividade do perfil praias.

2.3.1 Dados Sedimentológicos

Para caracterizar a sedimentologia de cada setor analisado, assim como, identificar o diâmetro médio dos sedimentos (D_{50}), uma divisão da costa brasileira teve de ser realizada, usando como base uma análise de dados de sedimentos provenientes do programa ReviZEE e preparados pelo Diretório de Hidrografia e Navegação (DHN). Dessa forma, as seguintes considerações foram realizadas:

- Areia lamosa/fina – D_{50} : 0,06 mm – Chuí (Rio Grande do Sul) até Cabo Frio (Rio de Janeiro) – Parnaíba (Piauí) até Cabo Orange (Amapá).
- Areia Média – D_{50} : 0,5 mm – Cabo Frio (Rio de Janeiro) até Maceió (Alagoas);
- Areia grossa – D_{50} : 1 mm – Maceió (Alagoas) até Parnaíba (Piauí);

2.4 Validação

Para realizar a simulação dos 37 anos do estado de mar na costa brasileira, o modelo TOMAWAC foi calibrado e validado usando os parâmetros definidos por Guimarães et al. (2018).

Para determinar os valores das médias anuais do transporte de sedimentos, as formulações do CERC (1984) e do Kamphuis (1991) foram aplicadas em diversos pontos ao longo da costa brasileiro, e então os resultados foram comparados a estudos pretéritos (Tabela 2).

Local	CERC (1984)			Kamphuis (1991)	Estudo pretérito
	$K = 0,39$	Kamphuis et. al (1986)	Mil-Homens et. al (2013)		
Cidreira	1 300 900	346 040	144 500	353 350	1 520 130
Barra Açu	2 159 600	165 480	316 010	289 090	182 500
Linhares	- 2 123 900	- 162 390	- 364 410	- 107 610	161 000
Salvador	- 101 430	- 9 397	- 45 048	- 166 430	- 194 500
Natal	846 680	44 473	134 430	160 560	250 000
Galinhos	322 640	14 549	86 275	52 690	185 839

Tabela 2 – Validação do Transporte Longitudinal de Sedimentos em m^3 /ano. O sinal negativo indica que a deriva litorânea é direcionada para Sul.

Para a Região Sul, em Cidreira (Rio Grande do Sul), as taxas de transporte de sedimentos tiveram uma grande variação em relação à metodologia aplicada. Barletta (2000) encontrou uma média de 1 520 130 m^3 /ano, se aproximando do valor calculado pela formulação do CERC (1984), com o coeficiente K igual a 0,39.

Na Região Sudeste, em Barra do Açu (Rio de Janeiro), a formulação do CERC (1984), com o parâmetro K calibrado por Kamphuis et al. (1986), resultou em 165 480 m^3 /ano, se aproximando do estudo de Bastos e Silva (2000), que atingiu 182 500 m^3 /ano, com deriva litorânea igualmente direcionada para Norte.

No Espírito Santo, em Linhares, a taxa de transporte calculada pela formulação do CERC (1984), com o parâmetro K calibrado por Kamphuis et al. (1986), resultou em 162 390 m³/ano, se aproximando do valor de 161 000 m³/ano encontrado no estudo de Oliveira et al. (2015). Ademais, a deriva litorânea dominante para Norte conferiu a validade dos resultados.

Para a Região Nordeste, em Salvador (Bahia), as taxas de transporte sedimentar calculadas com a fórmula do Kamphuis (1991), resultaram em 166 430 m³/ano, se aproximando com o valor de 194 500 m³/ano encontrado com o estudo de Bittencourt et al. (2005). Além disso, a deriva resultou dominante para Sul nas duas situações.

Em Natal (Rio Grande do Norte), a fórmula de Kamphuis (1991) novamente se mostrou a mais adequada, atingindo 160 560 m³/ano, com deriva dominante para Norte. Este resultado se assemelhou com o estudo de Araújo (2015), que mostrou taxas de 250 000 m³/ano, e deriva litorânea também para Norte.

Por fim, em Galinhos (Rio Grande do Norte), o valor de 86 275 m³/ano calculado com a fórmula do CERC (1984), com o parâmetro K calibrado por Mil-Homens et al. (2013), se aproximou dos 185 839 m³/ano estimados no estudo de Marcelino et al. (2018). Além disso, a deriva resultou dominante para Oeste nas duas situações.

Observando os resultados expostos na Tabela 2, é possível verificar que há uma boa relação entre as médias calculadas e os valores de estudos pretéritos, principalmente no que diz respeito às ordens de grandeza e ao sentido dominante da deriva litorânea. Dessa forma, utilizando as diferentes metodologias apresentadas e o diâmetro médio considerado mais adequado para cada ponto, foram calculadas as taxas de transporte de sedimentos para diferentes pontos ao longo da costa brasileira.

3 | DISCUSSÕES E RESULTADOS

Os valores das médias das variáveis altura significativa, período de pico e direção de incidência das ondas foram calculados em toda a Plataforma Continental Brasileira. Estes resultados são provenientes de uma simulação de ondas geradas pelo vento, para um período de 37 anos (1979 a 2015), com o modelo TOMAWAC.

Para a altura significativa média das ondas, os valores atingiram cerca de 1,4 m na zona costeira do Rio Grande do Sul, reduzindo para 0,80 m no setor entre o estado de Santa Catarina e a Região Sudeste. No estado do Rio de Janeiro, onde são comuns praias com características reflexivas, ocorreram duas exceções em relação à altura significativa média das ondas, com valores próximos a 1,50 m em Cabo Frio e em Cabo de São Thomé.

Nas regiões nordeste e norte, os valores médios de altura significativa resultaram cerca de duas vezes menores que na região sul, atingindo 0,60 m na zona costeira. Os setores próximos à foz do Rio Amazonas se destacaram, resultando nas médias mais baixas de toda a Plataforma Continental Brasileira.

Já em relação ao período de pico médio das ondas, não houve uma grande discrepância dos resultados ao longo de toda a região de estudo. Os valores próximos a 9 s foram os mais frequentes, havendo uma redução para 7 s no Rio Grande do Sul, no setor sul da Bahia e na Região Norte. Novamente, os menores valores ocorreram na foz do Rio Amazonas, atingindo cerca de 4 s na zona costeira.

A direção média de incidência das ondas demonstrou que no setor entre o Rio Grande do Sul e o Rio de Janeiro, as ondas atingem a costa advindas de Sudeste e Leste. Este comportamento ocorre devido à influência dos ventos de quadrante Sul, que ocorrem durante a passagem de frentes frias, que são mais intensas e frequentes no inverno e na primavera.

No trecho que envolve os estados do Espírito Santo e do Rio Grande do Norte, a direção de incidência das ondas é predominante do quadrante Leste, com variações em regiões específicas, sendo altamente influenciadas pela intensidade e posição do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul.

No setor entre o Ceará e o Amapá, as ondas que incidem na costa advindas de Leste e Nordeste prevalecem. Este comportamento está relacionado à Zona de Convergência Intertropical, que dá origem aos ventos alísios de nordeste e sudeste, que convergem sobre a região (Pianca et al., 2010).

A partir dos valores obtidos com as médias de altura significativa, período de pico e ângulo de incidência das ondas, foi possível calcular as taxas de transporte longitudinal de sedimentos. Para isso, foram aplicadas as formulações do CERC (1984) e do Kamphuis (1991), obtendo uma média dos 37 anos simulados para cada setor analisado.

A formulação considerada mais adequada para cada setor da costa brasileira, foi baseada na validação do transporte longitudinal de sedimentos demonstrada anteriormente. É importante destacar que as regiões sul e norte não foram consideradas no estudo por haver a probabilidade de os resultados estarem sendo influenciados pelas condições de contorno impostas no domínio numérico do modelo TOMAWAC.

As tabelas apresentadas a seguir demonstram as taxas médias do transporte longitudinal de sedimentos em diferentes pontos da costa brasileira. Além disso, a metodologia considerada em cada trecho é indicada, assim como o diâmetro médio dos sedimentos. Os valores negativos indicam que a deriva litorânea é direcionada para norte ou oeste, conforme a posição do ponto analisado.

Na Tabela 3 são apresentados dois trechos da costa brasileira. O primeiro envolve o Balneário Barra do Sul, em Santa Catarina, e Saquarema, no Rio de Janeiro, onde foi considerado um diâmetro médio de 0.06 mm, correspondente a uma fração sedimentar de areia lamosa/fina. No segundo, entre o Farol de São Thomé, no Rio de Janeiro, e Belmonte, na Bahia, foi considerado uma areia média, com diâmetro médio de 0,5 mm. Para os dois trechos a formulação do CERC (1984), com o coeficiente K calibrado por Kamphuis et al. (1986) se mostrou mais adequada.

D ₅₀ (mm)	CERC (1984) Kamphuis et al. (1986)	Taxas (m ³ /ano)	D ₅₀ (mm)	CERC (1984) Kamphuis et al. (1986)	Taxas (m ³ /ano)
0,06	Baln. Barra Sul – SC	402 970	0,5	F. S. Thomé – RJ	122 460
	Matinhos – PR	142 240		P. do Açú – RJ	165 480
	Iguape - SP	320 430		P. Formosa – ES	-169 030
	Cibratel – SP	- 356 760		Linhares – ES	162 390
	B. da Tijuca – RJ	625 670		Mucurí – BA	-22 577
	Saquarema – RJ	690 670		Belmonte – BA	127 780

Tabela 3 – Resultados do Transporte Longitudinal de Sedimentos em m³/ano. O sinal negativo indica que a deriva litorânea é direcionada para Sul.

O comportamento do transporte dos sedimentos na maioria dos pontos analisados no setor entre Santa Catarina e o Rio de Janeiro, resultou em direção ao Norte devido à ação das ondas advindas de Sul e Sudeste, que são geradas por altas tempestades no Atlântico Sul (Pianca et al., 2010). Em relação a Cibratel, em São Paulo, onde a deriva resultou dominante para Sul, isto pode ser explicado devido à morfologia da região, que altera o alinhamento padrão da costa e, conseqüentemente, modifica a intensidade e direção de ação das ondas.

Para o trecho em questão, a média anual de transporte longitudinal de sedimentos resultou mais baixa em Matinhos (Paraná), atingindo 142 240 m³/ano. Por outro lado, em Saquarema e na Barra da Tijuca, ambas no Rio de Janeiro, ocorreram as maiores médias, alcançando 690 670 m³/ano e 625 670 m³/ano, respectivamente.

Segundo Tessler e Goya (2005), no segmento que envolve os estados do Espírito Santo e da Bahia, as ondas mais efetivas no transporte sedimentar são predominantemente geradas pelos ventos de quadrantes Leste e Nordeste, resultando numa deriva direcionada para Sul. Já para Belmonte, na Bahia, a deriva é dominante para Norte pois as ondas atingem este setor advindas de Sudeste, conforme o estudo de Bittencourt et al. (2000).

Neste trecho, a média anual de transporte longitudinal de sedimentos resultou mais baixa em Mucurí (Bahia), atingindo 22 577 m³/ano. Por outro lado, em Praia Formosa (Espírito Santo) e Praia do Açú (Rio de Janeiro), ocorreram as maiores médias, alcançando 169 030 m³/ano e 165 480 m³/ano, respectivamente.

Na Tabela 4 são apresentados dois trechos da Região Nordeste do Brasil. O primeiro envolve o setor entre Una, na Bahia, e Carnaubinha, no Rio Grande do Norte, onde foi considerado um diâmetro médio de 0,5 mm, correspondente a uma fração sedimentar de areia lamosa/fina. No segundo, entre Barra de Santo Antônio, Alagoas, e Carnaubinha, Rio Grande do Norte, foi considerado uma areia grossa, com diâmetro médio de 1,0 mm. Para os dois trechos a formulação do Kamphuis (1991) se mostrou a mais adequada.

D ₅₀ (mm)	Kamphuis (1991)	Taxas (m ³ /ano)	D ₅₀ (mm)	Kamphuis (1991)	Taxas (m ³ /ano)
0,5	Una – BA	293 640	1,0	B. S ^{to} Antônio – AL	342 330
	Ilhéus – BA	646 810		Olinda – PE	418 600
	Valença – BA	-148 870		Praia do Amor – PB	124 650
	Salvador - BA	-166 430		Cabedelo - PB	154 000
	B. Coqueiros – SE	-269 940		Natal - RN	160 560
	Maceió - AL	-769 200		Carnaubinha – RN	39 470

Tabela 4 - Resultados do Transporte Longitudinal de Sedimentos em m³/ano. O sinal negativo indica que a deriva litorânea é direcionada para Sul.

No setor sul da Bahia, segundo o estudo de Bittencourt et al. (2008), a deriva litorânea é direcionada para Norte, mas torna-se dominante para Sul nos setores mais ao norte deste estado até atingir o estado de Alagoas. Assim, pode-se verificar que os padrões de dispersão de sedimentos ao longo deste segmento da costa, variam conforme a orientação geral do litoral e do sistema de circulação atmosférica, portanto, ocorrem estas mudanças na deriva litorânea.

Neste trecho, a média anual de transporte longitudinal de sedimentos resultou mais baixa em Valença (Bahia), atingindo 148 870 m³/ano. Por outro lado, em Maceió (Alagoas), ocorreram as maiores médias, alcançando 769 200 m³/ano.

No setor entre Barra de Santo Antônio (Alagoas) e Carnaubinha (Rio Grande do Norte), as ondas incidem na costa advindas de Sudeste e, portanto, tornando a deriva litorânea dominante para Norte. Os estudos de Bittencourt et al. (2005) e Araújo (2015) corroboram com os resultados, afirmando que neste setor incidem somente ondas provenientes dos ventos alísios de Sudeste, resultando no transporte de sedimentos para Norte.

Em relação às taxas médias calculadas para o transporte longitudinal de sedimentos, é observada uma alta diversidade entre os valores, destacando-se a maior média que ocorreu em Olinda (Pernambuco), atingindo 418 600 m³/ano. Por outro lado, a menor média ocorreu em Carnaubinha (Rio Grande do Norte), resultando em 39 470 m³/ano.

Além disso, é observado que, em alguns setores da Região Nordeste, a deriva varia frequentemente para Norte e para Sul. Isto ocorre porque o clima de ondas nesta região é mantido pelos ventos gerados pelo Anticiclone do Atlântico Sul (Tessler e Goya, 2005), com ondas chegando de Leste, Nordeste e Sudeste.

Na Tabela 5 é apresentado o trecho que envolve Touros, no Rio Grande do Norte, e Parnaíba, no Piauí, onde foi considerada uma areia grossa, com diâmetro médio de 1,0 mm, assim como, a formulação do CERC (1984), com o coeficiente K calibrado por Mil-Homens et al. (2013).

D ₅₀ (mm)	CERC (1984) Mil-Homens et al. (2013)	Taxas (m ³ /ano)
1,0	Touros - RN	387 750
	Galinhas – RN	86 275
	Fortaleza – CE	442 670
	Acaraú – CE	43 188
	Parnaíba – PI	48 200
	Touros - RN	387 750

Tabela 5 - Resultados do Transporte Longitudinal de Sedimentos em m³/ano. O sinal negativo indica que a deriva litorânea é direcionada para Sul.

Neste trecho da costa brasileira, as ondas são geradas pela ação dos ventos alísios, segundo Tessler e Goya (2005), fazendo com que todo movimento oceânico e atmosférico seja direcionado para Oeste. Dessa forma, neste segmento litorâneo, a deriva tem sentido dominante para Oeste. As médias anuais de transporte sedimentar mostraram que os maiores e menores valores ocorrem no estado do Ceará, sendo o maior em Fortaleza, com 442 670 m³/ano, e o menor em Acaraú, com 43 188 m³/ano.

Em todos os trechos analisados no litoral brasileiro, houve variações na deriva devido às mudanças espaciais no alinhamento da linha de costa ou às variações temporais do clima de ondas. A presença dos recifes de coral, segundo Bittencourt et al. (2000), também pode atuar como uma barreira, fazendo com que, em alguns setores, a deriva seja conduzida pelas ondas menos energéticas, provocando uma reversão na direção dominante do transporte sedimentar.

4 | CONCLUSÃO

Ao aplicar a modelagem numérica de ondas geradas pelo vento, considerando um período de 37 anos, foram estimadas as médias anuais do transporte de sedimentos ao longo de toda a costa brasileira. As metodologias consideradas para os cálculos se mostraram satisfatórias, com exceção da fórmula do CERC (1984), com o parâmetro K igual a 0,39, que não foi identificada como a mais adequada em nenhum dos trechos. A formulação do CERC (1984), com o K calibrado por Kamphuis et al. (1986), conseguiu abranger a maioria dos pontos da costa brasileira.

Em relação às taxas sedimentares calculadas, as maiores e menores ocorreram na Região Nordeste do Brasil. Com maior taxa de transporte, destaca-se Maceió, em Alagoas, que atingiu 769 200 m³/ano, e com menor, Mucurí, na Bahia, com 22 577 m³/ano.

Ademais, é sugerido que em trabalhos futuros sejam utilizados dados sedimentológicos mais refinados para cada setor, aprimorando ainda mais os resultados. A escolha de outras metodologias para o cálculo do transporte longitudinal de sedimentos também pode ser considerada em um estudo futuro, possibilitando uma comparação com os resultados apresentados no presente trabalho.

REFERÊNCIAS

- Araújo, D. J. C., 2015. **Transporte Longitudinal De Sedimento Na Zona Costeira De Natal - RN**. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- Araújo, R. e Alfredini, P. O Cálculo do Transporte de Sedimentos Litorâneo: Estudo de Caso das Praias de Suarão e Cibratel (Município de Itanhaém, São Paulo). **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 2, p. 15–28, 2001.
- Barletta, R. C., 2000. **Efeito da interação oceano-atmosfera sobre a morfodinâmica das praias do litoral**. Tese, Universidade Federal do Rio Grande.
- Bastos, A. C. e Silva, C. G. Caracterização morfodinâmica do litoral Norte Fluminense, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 48, n. 1, p. 41–60, 2000.
- Bittencourt, A. C. D. S. P., Dominguez, J. M. L., Martin, L., e Silva, I. R. Longshore transport on the northeastern Brazilian coast and implications to the location of large scale accumulative and erosive zones: An overview. **Marine Geology**, v. 219, n. 4, p. 219–234, 2005.
- Bittencourt, A. C. D. S. P., Dominguez, J. M. L., Martin, L., e Silva, I. R. Patterns of sediment dispersion coastwise the State of Bahia - Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 2, p. 271–287, 2000.
- Bittencourt, A. C., Leão, Z. M., Kikuchi, R. K., e Dominguez, J. M. Deficit of sand in a sediment transport model favors coral reef development in Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, n. 1, p. 205–214, 2008.
- CERC. **Shore Protection Manual**. U.S. Army Coastal Engineering Research Center, Washington, D. C., 4ª edição, 1984.
- Guimarães, R. C., Oleinik, P. H. P., Kirinus, E. P., Lopes, B. V., Trombetta, T. B., Marques, W. C. An overview of the Brazilian continental shelf wave energy potential. **Regional Studies in Marine Science**, v. 25, p. 100446, 2019.
- Kamphuis, J. W. Alongshore Sediment Transport Rate. **Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering**, v. 117, n. 6, p. 624, 1991.
- Kamphuis, J. W., Davies, M. H., Nairn, R. B., e Sayao, O. J. Calculation of littoral sand transport rate. **Coastal Engineering**, v. 10, n. 1, p. 1–21, 1986.
- Marcelino, A. M. T., Pinheiro, L. R. D. S. G., e Costa, J. R. S. Planejamento participativo para a gestão da orla marítima de Galinhos/RN, nordeste brasileiro, com apoio de sensores remotos e modelagem costeira. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 44, p. 118–139, 2018.
- Mil-Homens, J., Ranasinghe, R., Van Thiel De Vries, J. S. M., e Stive, M. J. F. Reevaluation and Improvement of Three Commonly Used Bulk Longshore Sediment Transport Formulas. **Coastal Engineering**, v. 75, p. 29–39, 2013.
- Muehe, D. e Corrêa, C. H. T. **The Coastline between Rio de Janeiro and Cabo Frio**. In Neves, C., editor, **Coastlines of Brazil**, pp. 110–123. American Society of Civil Engineers (ASCE), New York, NY, 1989.
- Oliveira, T. C. A., Albino, J., e Venancio, I. Transporte longitudinal de sedimentos no litoral da planície deltaica do Rio Doce. **Quaternary and Environmental Geosciences**, v. 6, n. 1, p. 20 – 25, 2015.
- Pianca, C., Mazzini, P. L. F., e Siegle, E. Brazilian Offshore Wave Climate based on NWW3 Reanalysis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 1, p. 53–70, 2010.

Short, A. D. **Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics**. John Wiley & Sons, New York, NY, 1999.

Souza, C. R. D. G. Coastal Erosion Risk Assessment, Shoreline Retreat Rates and Causes of Coastal Erosion along the State of Sao Paulo Coast, Brazil. **Pesquisas em Geociências**, v. 28, n. 2, p. 459–474, 2002.

Tessler, M. G. e Goya, S. C. Processos Costeiros Condicionantes do Litoral Brasileiro. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 17, p. 11–23, 2005.

Wang, P., Kraus, N. C., e Davis, R. A. Total Longshore Sediment Transport Rate in the Surf Zone: Field Measurements and Empirical Predictions. **Journal Coastal Research**, v. 14, p. 268–282, 1998.

Wisner, B., Blaikie, P., Cannon, T., e Davis, I. **At Risk: Natural Hazards, Peoples's Vulnerability and Disasters**. Routledge, London, 2ª edição, 2003.

A PRESERVAÇÃO DO PATRIMÔNIO CULTURAL COSTEIRO E O PROGRAMA DE VISITAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA ILHA DO CAMPECHE

Gabriela Decker Sardinha

Universidade Federal do Rio Grande
Rio Grande – RS

Camila Andreussi

Universidade Federal de Santa Catarina
Florianópolis – SC

Diego Melo Arruda Rodrigues

Universidade Federal de Santa Catarina
Florianópolis – SC

Fernanda Cirello

Universidade Federal de Santa Catarina
Florianópolis – SC

RESUMO: A interação humana com os mares e oceanos nas áreas costeiras tem modificado a paisagem ao longo da história e tem um papel crucial na formação do patrimônio cultural costeiro. A preservação destes bens, entretanto, tem sido um processo demasiadamente difícil devido a uma série de fatores. Localizada ao leste de Florianópolis (SC), a Ilha do Campeche possui alta diversidade de ecossistemas e abriga a maior concentração de oficinas líticas e gravuras rupestres do litoral brasileiro. Em 2002 foi instaurado o Programa de Visitação e Conservação da Ilha do Campeche com o intuito de ordenar a atividade turística realizada na área, tombada como Patrimônio Arqueológico e Paisagístico Nacional, assim como realizar

atividades de educação patrimonial e ambiental. De dezembro de 2005 a 2019 a Ilha do Campeche recebeu mais de 614 mil visitantes e o Programa atendeu a mais de 120 mil deles. Devido ao seu potencial turístico a Ilha do Campeche é alvo de diversos interesses e cenário de múltiplos conflitos, principalmente no que diz respeito aos seus usos. Perante um contexto no qual, não há políticas específicas voltadas à gestão do patrimônio cultural em zonas costeiras, a existência do Programa de Visitação e Conservação e a atuação da equipe de visitação se mostram de extrema importância para a gestão e proteção da Ilha do Campeche e do patrimônio cultural costeiro, podendo servir de modelo sítios arqueológicos em cenários análogos.

PALAVRAS-CHAVE: Ilha do Campeche, Patrimônio Arqueológico, Visitação, Conservação, Zona Costeira.

INTRODUÇÃO

A interação humana com os mares e oceanos nas áreas costeiras tem modificado a paisagem ao longo da história e tem um papel crucial na formação do patrimônio cultural costeiro. Este, abarcando áreas emersas e submersas, é parte importante dos recursos culturais e requer a devida valorização a fim

de cumprir seu papel na promoção do desenvolvimento sustentável (KHAKZAD; PIETERS; VAN BALEN, 2015).

Entretanto, a tarefa de incluir recursos culturais costeiros em planos de gerenciamento costeiro tem sido um processo demasiadamente difícil devido a uma série de fatores naturais, econômicos, sociais e políticos (CALLEGARI; VALLEGA, 2002; KHAKZAD; PIETERS; VAN BALEN, 2015; VALLEGA, 2003)

1.1 Legislação Internacional

No que tange à proteção do patrimônio cultural costeiro há dois regimes de vital importância: a Convenção para a Proteção do Patrimônio Mundial Cultural e Natural, e a Convenção sobre a Proteção do Patrimônio Cultural Subaquático.

A primeira foi estabelecida na Conferência Geral das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura, em Paris no ano de 1972. Diante da constante ameaça a qual os patrimônios natural e cultural estão expostos, decidiu-se pela adoção de disposições convencionais que estabelecessem um sistema eficaz de proteção coletiva do patrimônio cultural e natural de valor universal (UNESCO, 1972). Para os fins da convenção foram considerados como patrimônio cultural

- Os monumentos – Obras arquitetônicas, de escultura ou de pintura monumentais, elementos de estruturas de carácter arqueológico, inscrições, grutas e grupos de elementos com valor universal excepcional do ponto de vista da história, da arte ou da ciência;
- Os conjuntos – Grupos de construções isoladas ou reunidos que, em virtude da sua arquitetura, unidade ou integração na paisagem têm valor universal excepcional do ponto de vista da história, da arte ou da ciência;
- Os locais de interesse – Obras do homem, ou obras conjugadas do homem e da natureza, e as zonas, incluindo os locais de interesse arqueológico, com um valor universal excepcional do ponto de vista histórico, estético, etnológico ou antropológico.

O patrimônio natural, por sua vez, foi definido como

- Os monumentos naturais constituídos por formações físicas e biológicas ou por grupos de tais formações com valor universal excepcional do ponto de vista estético ou científico;
- As formações geológicas e fisiográficas e as zonas estritamente delimitadas que constituem habitat de espécies animais e vegetais ameaçadas, com valor universal excepcional do ponto de vista da ciência ou da conservação;
- Os locais de interesse naturais ou zonas naturais estritamente delimitadas, com valor universal excepcional do ponto de vista a ciência, conservação ou beleza natural.

Além das definições de patrimônio e as formas de protegê-lo, a Convenção de 72 também delimitou as obrigações dos Estados membros, dentre as quais se destacam a identificação do patrimônio em seu território; a proteção, conservação, valorização

e transmissão às gerações futuras de seu patrimônio natural e cultural; a adoção de uma política geral que vise determinar uma função ao patrimônio e que o integre aos programas de planificação e a instauração de serviços de proteção e valorização do seu patrimônio (UNESCO, 1972).

Atualmente, 192 são signatários desta convenção e baseiam-se nesta para o desenvolvimento de suas políticas nacionais relativas aos patrimônios natural e cultural.

A Convenção sobre a Proteção do Patrimônio Cultural Subaquático (UNESCO, 2001), por sua vez, foi adotada apenas em 2001. Esta possui como princípios

- A obrigação de preservar o Patrimônio Cultural Subaquático – os Estados Partes devem preservar o Patrimônio Cultural Subaquático e agir coordenadamente. A convenção incentiva a pesquisa científica e o acesso ao público.
- A preferência pela preservação *in situ* - a preservação *in situ* do Patrimônio Cultural Subaquático deve ser considerada como a primeira e opção antes de permitir ou de empreender qualquer atividade num sítio. A recuperação dos objetos pode ser autorizada com a finalidade de permitir uma contribuição significativa à proteção ou ao conhecimento científico sobre o Patrimônio Cultural Subaquático.
- A ausência de exploração comercial - a Convenção de 2001 estipula que o Patrimônio Cultural Subaquático não deve ser de forma alguma explorado para o comércio ou a especulação e que não deve ser dispersado. Este regulamento está em conformidade com os princípios morais que se aplicam ao Patrimônio Cultural em terra. Não deve ser compreendido como impedimento para a pesquisa e o turismo arqueológico.
- Socialização de informação e conhecimento - muitos Estados ainda não formaram um número suficiente de arqueólogos subaquáticos. A Convenção incentiva o treinamento em arqueologia subaquática, transferência de tecnologias e compartilhamento de informação.

Esta convenção foi estabelecida com objetivos semelhantes ao de 1972, a fim de reforçar os mecanismos de proteção do patrimônio. Entretanto, como a jurisdição e o direito de soberania no mar são distintos do que na porção terrestre dos Estados, ficou estabelecida a aplicação desta no contexto e em conformidade com o direito internacional, incluindo a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CONVEMAR). Desta forma, ficaram estabelecidas diretrizes específicas para o patrimônio localizado em águas continentais, no mar territorial, na zona contígua, na zona econômica exclusiva e na plataforma continental de cada Estado parte (UNESCO, 2001).

1.2 Brasil

O Brasil possui mais de 26 mil sítios arqueológicos cadastrados e reconhece a sua importância como representantes dos grupos humanos responsáveis pela formação da identidade cultural brasileira. A proteção dos bens de natureza arqueológica está presente, desde a criação do Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (IPHAN), no texto do Decreto-Lei nº 25, de 1937 (INSTITUTO DO

PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL, 2014). Reconhecidos como parte integrante do Patrimônio Cultural Brasileiro pela Constituição Federal de 1988, em seu artigo 216, os bens de natureza material de valor arqueológico são definidos e protegidos pela Lei nº 3.924, de 26 de julho de 1961, que também define diretrizes de proteção, utilização e pesquisa em sítios arqueológicos (CASA CIVIL, 1961). A legislação brasileira ainda define os dois principais instrumentos de proteção do patrimônio arqueológico: o tombamento e o plano diretor estratégico. O tombamento é a forma mais antiga de proteção do patrimônio e proíbe a destruição de bens culturais tombados, colocando-os sob a responsabilidade do IPHAN. O plano diretor, por sua vez, é uma ferramenta mais política, pois representa função essencial para o Centro Nacional de Arqueologia (CNA) ao definir uma política nacional para o Patrimônio Arqueológico Brasileiro, em seus aspectos de identificação, pesquisa, proteção, promoção e socialização (INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL, 2014).

Outra forma adotada pelo governo brasileiro de proteger áreas de interesse, entretanto com foco voltado para os atributos naturais do território, é o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Em vigor desde 2002, tem como objetivo principal a manutenção e preservação da diversidade biológica no território nacional e nas águas jurisdicionais, além de promover o desenvolvimento sustentável. É mencionada ainda na lei a proteção de características relevantes de natureza geológica, geomorfológica, espeleológica, arqueológica, paleontológica e cultural (CASA CIVIL, 2002). Entretanto esse papel tem sido negligenciado.

1 | A ILHA DO CAMPECHE

Localizada ao leste de Florianópolis, a Ilha do Campeche (Figura 1) possui alta diversidade de ecossistemas e a maior concentração de oficinas líticas e gravuras rupestres do litoral brasileiro (Figura 2).

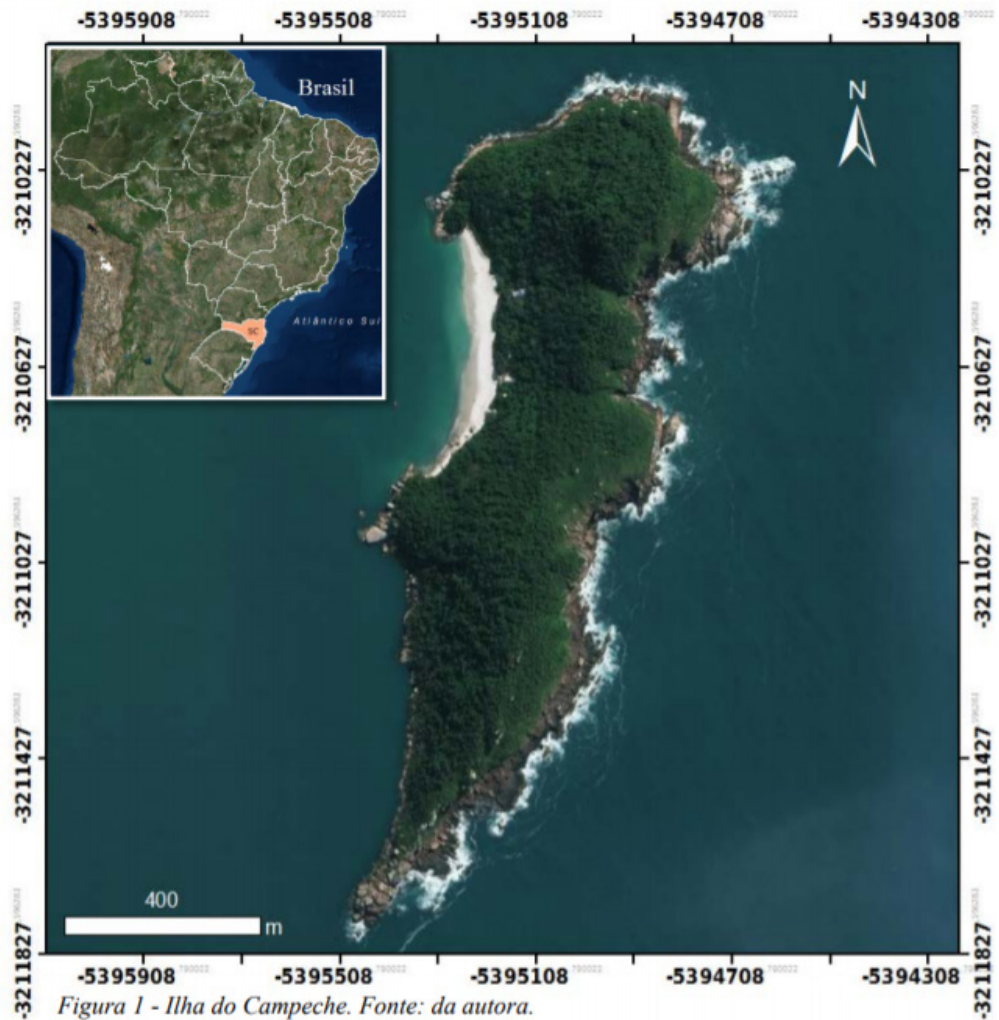


Figura 1 – Mapa da Ilha do Campeche.
 Fonte: da autora (2018)



Figura 2 – Arte rupestre localizada na face leste da Ilha do Campeche.
 Fonte: André Picolotto

Dentre estes atributos destacam-se as formações de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa e vegetação pioneira de restinga e de costões rochosos) (Figura 3), pois representam importante remanescente deste bioma, que abrange 15% do território nacional (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019; INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL, 2000; MAZZER, 2001); e parcela representativa do patrimônio arqueológico do estado de Santa Catarina, contendo registros de ocupações pré-históricas referentes aos sambaquieiros, povos pescadores-coletores, e aos povos ceramistas das tradições tecnológicas Taquara/Itararé (representados pelas tribos Kaingang e Xokleng) e Tupiguarani; e históricas, relativas aos açorianos e aos povos escravizados que dependiam da caça da baleia no século XVIII (COMERLATO, 2005; ZAMPARETTI; GUIMARÃES, 2018).

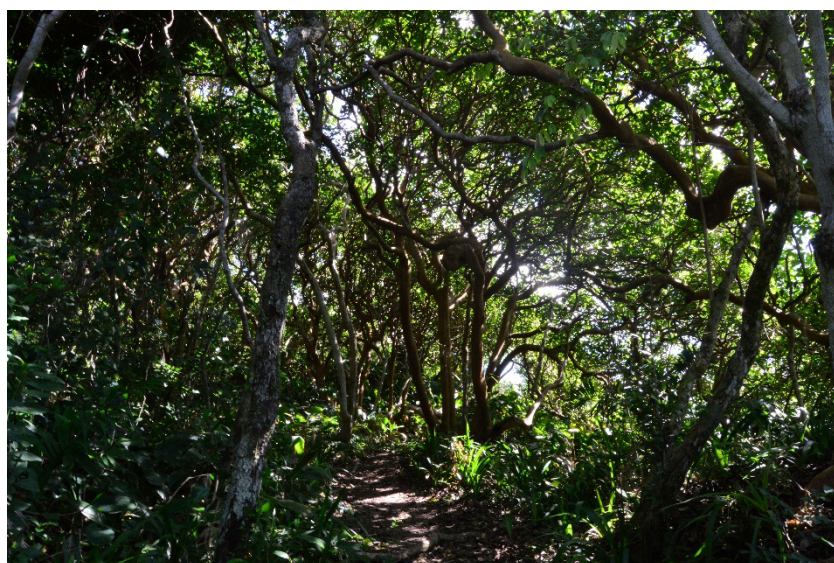


Figura 3 – Vegetação de restinga encontrada na porção leste da Ilha.

Fonte: André Picolotto

Desta forma, a Ilha do Campeche constitui um espaço atrativo em distintos períodos da história. Por este motivo, em 1998 a Secretaria Regional de Santa Catarina do IPHAN entrou com o pedido de tombamento da Ilha, em caráter emergencial, com o intuito de protegê-la de processos de especulação financeira e degradação patrimonial que estavam em curso (CHAMAS, 2008; INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL, 2000). O processo foi concluído em 2000, tombando a Ilha do Campeche integralmente como Patrimônio Arqueológico e Paisagístico Nacional.

Como ferramentas adicionais de gestão foram adotados posteriormente a Portaria IPHAN 691/2009, que estabelece diretrizes para os usos e para a ocupação da Ilha do Campeche, e o Termo De Ajustamento De Condutas (TAC) que normatiza a atividade turística desenvolvida na Ilha do Campeche pelas comunidades de bairros do entorno, como Armação do Pântano do Sul, Campeche e Barra da Lagoa. Além disso, no intuito de garantir maior proteção à ilha, foi instaurado em 2002 o Programa de Visitação e Conservação da Ilha do Campeche.

1.1 O Programa de Visitação e Conservação da Ilha do Campeche

O Programa de Visitação e Conservação da Ilha do Campeche ocorre durante o ano todo, e é intensificado no período de verão, assim, todas as visitas à Ilha são acompanhadas por monitores capacitados e credenciados pelo IPHAN. A atuação da equipe de visitação se inicia antes mesmo da chegada do turista à ilha. Localizado na praia da Armação, o monitor designado a trabalhar no centro de informações comunica às pessoas como chegar, atividades desenvolvidas pelos monitores na ilha, condições locais (como temperatura e visibilidade da água), além de esclarecer quaisquer dúvidas. A equipe alocada na ilha, por sua vez, recepciona todas as embarcações, informando aos turistas que tipo de uso/atividade pode ser desenvolvido na ilha, assim que estes chegam à praia. Além disso, são responsáveis pela condução dos visitantes nas trilhas oferecidas pelo Programa: tanto nas terrestres (Figura 4a), que os leva para a face leste da ilha, com o objetivo de visitação dos sítios arqueológicos, como nas subaquáticas (Figura 4b), realizadas nos costões rochosos adjacentes à praia no intuito de promover educação ambiental e conhecimento acerca da fauna marinha local. Ademais, atuam na coleta de dados de desembarques, realizando o controle das embarcações credenciadas, particulares e irregulares; no monitoramento e manutenção das trilhas; na limpeza da praia; na educação patrimonial e ambiental; e na fiscalização na praia, observando a conduta dos visitantes e registrando ocorrências quando necessário.





Figura 4 – Atividades do Programa de Visitação e Conservação da Ilha do Campeche.

Fonte: André Picolotto

2 | RESULTADOS

Os registros de desembarque, que foram analisados dos anos de 2005 a 2019 no período de dezembro a março, demonstram um aumento significativo de 23.416 para 70.704 visitantes por temporada, totalizando aproximadamente 614 mil pessoas (Tabela 1). Vale destacar o caso de transporte irregular (embarcações não autorizadas), pois só em 2018 foram registrados 6.435 desembarques. Estes, além de representarem um desafio administrativo para a gestão, também dificultam o trabalho da equipe de visitação, pois ultrapassam a capacidade de suporte diária da ilha de 800 visitantes, podendo superar valores de 1200 pessoas.

Ano	Trilhas Terrestres	Trilhas Subaquáticas	Desembarques
dez/05 - mar/06	6,147	1,024	23,416
dez/06 - mar/07	7,063	892	35,498
dez/07 - mar/08	5,838	1,405	30,742
dez/08 - mar/09	7,879	2,155	41,888
dez/09 - mar/10	7,038	1,468	36,796
dez/10 - mar/11	2,862	1,403	38,094
dez/11 - mar/12	7,214	1,926	42,200
dez/12 - mar/13	5,933	2,169	41,388
dez/13 - mar/14	5,915	2,898	40,557
dez/14 - mar/15	6,614	2,913	40,850
dez/15 - Mar/16	8,157	3,879	50,500
dez/16 - mar/17	7,554	3,705	66,506
dez/17 - mar/18	7,303	3,316	70,704
dez/18 - mar/19	5,458	3,542	54,959
Total	90,975	32,695	614,098

Tabela 1 - Registro do número de desembarque e trilhas realizadas de dezembro de 2005 a março de 2019

Aproximadamente 20% dos turistas realizam as trilhas (Tabela 1). Nas atividades terrestres, temos um número significativo de pessoas que são informadas sobre as inscrições rupestres; espécies exóticas; biologia; geografia e geologia; história e cultura locais. Desta forma, as trilhas terrestres possibilitam não apenas educação ambiental e patrimonial, como também a preservação dos sítios arqueológicos. Nas atividades subaquáticas, o foco é voltado para a introdução das pessoas à atividade de *snorkeling* e para a educação ambiental. Quando na água, os visitantes têm a oportunidade observar de perto componentes da fauna e flora marinha locais como algas, esponjas, tartarugas, polvos, e uma grande diversidade de peixes. Além de promover a sensibilização das pessoas acerca da questão ambiental, outro resultado positivo das trilhas subaquáticas é a possibilidade de muitos dos participantes terem um primeiro contato com a atividade e de forma segura, uma vez que os monitores auxiliam na adaptação ao equipamento e dividem os visitantes em grupos de quatro pessoas durante a prática de *snorkeling*. Até o março de 2019, mais de 120 mil pessoas foram contempladas pelo programa.

No monitoramento da praia a equipe de visitação assegura a preservação do patrimônio; a redução do impacto humano na vida de espécies (locais e exóticas) presentes na ilha, por meio da restrição de interações; a segurança dos visitantes ao fazê-los cumprir com o zoneamento de usos da praia estabelecido pela portaria IPHAN 691/2009; e a limpeza desta por meio do recolhimento de lixo no início e ao final do dia, além de alertar os turistas para a questão da polui o. Por ser uma ilha, a gestão de resíduos é um desafio. Mesmo com a orienta o de que não existe a coleta na praia, é encontrado uma grande quantidade de resíduos. Através de registro fotográfico realizado na última temporada foi possível identificar a presença de uma diversa gama de resíduos, que variam de embalagens plásticas e bitucas de cigarros,

aos microplásticos. Ainda assim, o tratamento de resíduos tem melhorado a cada ano.

3 | CONCLUSÃO

Devido ao seu potencial turístico a Ilha do Campeche é alvo de diversos interesses e cenário de múltiplos conflitos, principalmente no que diz respeito aos seus usos.

Diante do crescente número de visitantes, assim como de transportadores irregulares, as instituições envolvidas na gestão da Ilha do Campeche precisarão de uma atuação cada vez mais coordenada e colaborativa. Perante um contexto no qual, não há políticas específicas voltadas à gestão do patrimônio cultural em zonas costeiras, a existência do Programa de Visitação e Conservação da Ilha do Campeche e a atuação da equipe de visitação se mostram de extrema importância para a gestão e proteção da Ilha do Campeche.

FONTE FINANCIADORA E AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao IPHAN e ao Instituto Ilha do Campeche pelo apoio e fornecimento de dados.

REFERÊNCIAS

- CALLEGARI, F.; VALLEGA, A. Coastal cultural heritage: A management tool. **Journal of Cultural Heritage**, v. 3, n. 3, p. 227–236, 2002.
- CASA CIVIL. Lei nº 3924. . 1961.
- CASA CIVIL. **Lei 9985**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acesso em: 15 jul. 2018.
- CHAMAS, C. **A GESTÃO DE UM PATRIMÔNIO ARQUEOLÓGICO E PAISAGÍSTICO** : [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.
- COMERLATO, F. As Representações Rupestres Do Estado De Santa. **Ohun**, v. 2, n. 2, p. 150–164, 2005.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Nossas causas: Mata Atlântica**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/nossas-causas/mata-atlantica/>>.
- INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL. **Patrimônio Arqueológico**. Disponível em: <<http://portal.iphan.gov.br/pagina/detalhes/1376/>>. Acesso em: 15 jul. 2018.
- INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL. **21ª Reunião do Conselho Consultivo do Patrimônio Cultural**. [s.l: s.n.].
- INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL. **Instrumentos de Proteção**. Disponível em: <<http://portal.iphan.gov.br/cna/pagina/detalhes/1239/>>. Acesso em: 15 jul. 2018.
- KHAKZAD, S.; PIETERS, M.; VAN BALEN, K. Coastal cultural heritage: A resource to be included in integrated coastal zone management. **Ocean and Coastal Management**, v. 118, p. 110–128, 2015.

MAZZER, A. M. Aspectos da Ecologia da Paisagem da Ilha do Campeche (Florianópolis-SC): Uma Contribuição ao Manejo Insular. 2001.

UNESCO. Convenção para a Proteção do Patrimônio Mundial, Cultural e Natural. . 1972, p. 19.

UNESCO. The UNESCO Convention on the Protection of the Underwater Cultural Heritage. . 2001.

VALLEGA, A. The coastal cultural heritage facing coastal management. **Journal of Cultural Heritage**, v. 4, n. 1, p. 5–24, 2003.

ZAMPARETTI, B. C.; GUIMARÃES, G. M. **17º Curso de Formação de Monitores para a Ilha do Campeche: Arqueologia regional** Florianópolis, 2018.

ABORDAGEM INTEGRADA PARA A RECUPERAÇÃO DE MANGUEZAIS DEGRADADOS EM ÁREAS PORTUÁRIAS COM ESTUDO DE CASO EM SÃO LUÍS, MARANHÃO

Flávia Rebelo Mochel

Departamento de Oceanografia e Limnologia,
Universidade Federal do Maranhão, Centro de
Recuperação de Manguezais- CERMANGUE \
Laboratório de Manguezais- LAMA
São Luís – Maranhão

Ivanilson Luiz Alves Fonseca

UMI SAN Serviços de Apoio à Navegação
Vila Velha – Espírito Santo

RESUMO: A restauração de uma área de manguezal foi executada de 2009 à 2012 em uma área degradada por atividades de dragagem. Mudanças produzidas em viveiro de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* foram plantadas e atributos estruturais e funcionais foram registrados e monitorados em parcelas durante 4 anos. Foram obtidos a altura da planta, diâmetro da base (DAB), fenologia, desenvolvimento foliar, herbivoria e mortalidade tanto no viveiro como no sítio de recuperação. De outubro de 2009 e abril de 2012 a altura média de *L. racemosa* aumentou 18,5 vezes (11 para 203,5 cm) e a média do DAB aumentou 6,5 vezes. Em *A. germinans* a altura média aumentou 5,6 vezes (32,3 cm a 181,6) e a média do DAB aumentou 2,7 vezes. *R. mangle* apresentou aumento na altura média de 3,7 vezes (36,25 a 136,44 cm) e na média do DAB de 2,2 vezes. As primeiras

inflorescências em *A. germinans* ocorreram em setembro de 2010, *L. racemosa* floresceu em novembro de 2010 e *R. mangle* em fevereiro de 2011. A herbivoria foi baixa e quando ocorreu foi mais intensa nas folhas de *R. mangle* (média de 1,56%) seguida por *L. racemosa* (0,63%) e *A. germinans* (0,12%). Os valores foram baixos para mortalidade com as menores perdas para *A. germinans* (11,1%), seguida por *R. mangle* (12,5%). *L. racemosa* apresentou a maior mortalidade (14,8%) bem como o maior ganho estrutural. Os resultados mostraram que o ecossistema atingiu o estado de ecossistema recuperado após 4 anos das mudas plantadas.

PALAVRAS-CHAVE: restauração de manguezais, terminal portuário, restauração ecológica.

INTEGRATING FRAMEWORK FOR MANGROVE RESTORATION IN PORT AREAS WITH A CASE STUDY IN SÃO LUÍS, MARANHÃO

ABSTRACT: Mangrove restoration was carried out from 2009 to 2012 in a mangrove area damaged by dredging activities. Nursery grown seedlings of *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* were planted and structural and functional attributes were registered in monitoring plots along 4

years. Plant height, diameter at the base (DAB), phenology, leaf herbivory and plant mortality were measured and quantified. From October 2009 to April 2012 the mean plant height for *L. racemosa* increased 18.5 times from 11 to 203.5 cm and mean DAB increased 6.5 times. The mean plant height for *A. germinans* increased 5.6 times from 32.3 to 181.6 cm and mean DAB increased 2.7 times. For *R. mangle* the mean plant height increased 3.7 times from 36.25 to 136.44 cm and mean DAB increased 2.2 times. *A. germinans* first flowers appeared in September 2010, while *L. racemosa* flourished in November 2010 and *R. mangle* in February 2011. Herbivory was low throughout the restoration period and when occurred was more intense on *R. mangle* leaves (mean of 1.56%) than on *L. racemosa* (0.63%) and *A. germinans* (0.12%). Results showed low mortality values and *A. germinans* presented the lowest losses with 11.1% of mortality, followed by *R. mangle* with 12.5% while *L. racemosa* showed the highest mortality values with 14.8%. *L. racemosa* presented the highest structural gain as well the highest mortality as a function of reducing density. The data show that the mangrove restoration plots have reached a reference ecosystem state after 3 years of planted seedlings.

KEYWORDS: mangrove restoration, port áreas, restoration ecology,

1 | INTRODUÇÃO

Este artigo traz uma abordagem sintética dos aspectos mais relevantes a serem considerados na recuperação de manguezais degradados, com exemplos de estudo de caso em uma área portuárias brasileira.

A recuperação de áreas degradadas está prevista na Constituição Federal do Brasil de 1988 e na Lei Lei n. 6.938/81 regulamentada pelo Decreto-Lei Decreto-Lei n. 97.632/89 como parte integrante e obrigatória do Relatório de Impacto Ambiental e deve ser orientado por um planejamento técnico chamado Plano de Recuperação de Área Degradada, PRAD (ALMEIDA, 2016). No PRAD os objetivos da recuperação de uma determinada área degradada devem atender requisitos e critérios específicos e o nível desejado da recuperação deve estar explícito de maneira clara (GRIFFITH, 1980). A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 distingue dois conceitos o de recuperação e o de restauração ecológica, entendendo por recuperação a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original, enquanto que a restauração é entendida como a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original (MMA, 2019). Segundo CAIRNS, 1988 e VIANA, 1990 o termo recuperação compreende duas categorias: a restauração e a reabilitação. Por restauração entende-se uma série de tratamentos que buscam recuperar a forma original do ecossistema, isto é, sua estrutura original, dinâmica e interações biológicas, anteriores a intervenção. O termo reabilitação é empregado a uma série de tratamentos que buscam a recuperação de uma ou mais funções

do ecossistema. Essas funções podem ser ambientais, sociais e/ou econômicas. A Sociedade Internacional de Restauração Ecológica a define como “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004)

Os manguezais são valiosos ecossistemas no fornecimento de bens e serviços ambientais, econômicos e socioculturais para as populações que vivem em zonas costeiras (MOCHEL, 2016) bem como promovem abrigo para muitas espécies ameaçadas de extinção (MOCHEL *et al.*, 2002) e regulação climática e hidrológica (MOCHEL, 2011). Apesar de sua importância eles estão enfrentando grandes danos e perdas ao longo dos últimos 50 anos e uma demanda para a restauração de manguezais está aumentando em todo o mundo (WORTLEY *et al.*, 2014; WALTON, *et al.*, 2006). Entre as perdas socioeconômicas e ecológicas, o desmatamento dos manguezais promove o incremento do assoreamento, dificultando a navegação e aumentando a necessidade de dragagens nas áreas portuárias.. Por sua resiliência, capacidade de se recobrem naturalmente após sofrerem impactos diversos, os manguezais podem voltar a crescer em áreas anteriormente degradadas (FIELD, *et al.*, 1997) porém, muitas vezes, a nova vegetação pode ser diferente na composição, estrutura e funcionamento das espécies diminuindo suas funções ecossistêmicas, como a produtividade. Geralmente, isso ocorre porque a degradação modifica as condições ambientais e altera os padrões que existiam antes do agente causador do impacto, favorecendo o acúmulo de detritos no substrato, a mudança nos fluxos hidrológicos, a competição por espécies vegetais invasoras oportunistas, entre várias outras possibilidades. Além disso, o tempo de recuperação de um manguezal que é deixado por sua própria conta e risco geralmente é mais longo do que quando a recuperação do ecossistema é criteriosamente monitorada, diminuindo-se as taxas de mortalidade de mudas e plântulas, os riscos de perda de terreno para plantas invasoras e facilitando-se o crescimento bem sucedido das espécies de mangue. Portanto, a recuperação ecológica de manguezais degradados passa, obrigatoriamente, pela restituição das melhores condições ambientais e biológicas possíveis que favoreçam o seu estabelecimento e melhor desenvolvimento estrutural e funcional.

No Brasil, os manguezais cobrem uma área aproximada de 13.000 Km². Os estados do Maranhão, Pará e Amapá, juntos, apresentam a maior área contínua de manguezais do mundo, sendo que 50% desse total estão no Maranhão (KJERFVE, *et al.*, 2002; MOCHEL *et al.*, 2007). As espécies arbóreas existentes nos manguezais do litoral brasileiro são *Rhizophora mangle*, *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, que constituem o grupo chamado popularmente de mangue vermelho; *Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana* que compõem o grupo popularmente conhecido por siriba, siriúba ou mangue negro; *Laguncularia racemosa*, chamada como tinteira, mangue manso ou mangue branco; e *Conocarpus erectus*, essa última, com o nome popular de mangue-de-botão, é considerada, por alguns pesquisadores, como uma espécie associada. A costa amazônica, formada pelos Estados do Maranhão, Pará e

Amapá, é a região brasileira que apresenta todas essas 7 espécies (MOCHEL, 2011).

2 | PRINCÍPIOS PARA A RECUPERAÇÃO DE MANGUEZAIS

O Plano de Recuperação de Área Degradada – PRAD é o instrumento que acompanhará os procedimentos até o restabelecimento do ecossistema na área e deverá incluir os princípios, critérios, técnicas e ações para adequação do ambiente e das espécies (LEWIS, 2009).

A partir de resultados bem sucedidos com a recuperação de manguezais degradados, fornecemos alguns princípios para nortear as ações de recuperação e devem ser adequados para cada tipo de bosque, área geográfica e comunidade de espécies. Alguns exemplos das bases para a recuperação de manguezais e seus métodos, são: (1) Conhecimento da ecologia de cada espécie individualmente (autoecologia) e da ecologia da comunidade (sinecologia), com especial atenção aos padrões reprodutivos, distribuição de propágulos e estabelecimento de plântulas; (2) Conhecimento dos padrões hidrológicos, climáticos e oceanográficos vigentes que controlam a distribuição, o estabelecimento e o crescimento das espécies de manguezal; (3) Avaliação prévia dos tensores, problemas e alterações que impedem a sucessão secundária natural; (4) Seleção de local apropriado que seja tanto tecnicamente passível de recuperar um manguezal saudável, quanto leve em consideração o manejo e a conservação a longo prazo; (5) Elaboração de PRAD que, além de incorporar os itens anteriores, recupere os fluxos hidrológicos e sedimentares; (6) Adoção de produção de mudas em viveiro, após a consideração dos itens anteriores, quando a recuperação natural não se fizer efetiva no estabelecimento de plântulas, no crescimento de propágulos já estabelecidos, ou nos aspectos quantitativos (densidade, etc.).

3 | RECUPERAÇÃO NATURAL ASSISTIDA E RECUPERAÇÃO INDUZIDA: CONCEITOS E ESTRATÉGIAS

As estratégias a serem adotadas para a recuperação de um manguezal degradado deverão seguir uma avaliação prévia da área para se determinar quais os problemas que afetaram, ou ainda estão afetando, o ecossistema (MOCHEL, 2016). Para a execução dos estudos de caso realizados estabeleceram-se as estratégias e os conceitos de Recuperação Natural Assistida e Recuperação Induzida, bem como um modelo conceitual para a tomada de decisões (Figura 1).

Há situações em que um bosque de manguezal é parcialmente danificado e suas árvores remanescentes mantem sua capacidade reprodutiva, liberando propágulos saudáveis e em quantidade suficiente para a recolonização (recrutamento) da área, iniciando naturalmente a recomposição do bosque por novos indivíduos. A recuperação natural assistida consiste na estratégia principal de otimizar o esforço do ecossistema,

facilitando e acompanhando ativamente a recolonização do ambiente por meio de ações específicas como, por exemplo, a retirada de resíduos, o controle de espécies oportunistas invasoras no sítio de recuperação, entre outras. Na recuperação natural assistida o acompanhamento da recolonização (recrutamento) da área envolve a identificação e composição específica das plantas que estão se estabelecendo, sua densidade populacional, desenvolvimento estrutural, ataque por herbívoros, entre outros parâmetros.

Em muitos casos, a degradação do manguezal leva ao desmatamento e retirada significativa do bosque, às vezes total, de modo que a população de espécies remanescentes, quando existe, não dá conta de produzir propágulos saudáveis e suficientes para a recolonização natural, ou se faz necessário lançar mão de propágulos de árvores doadoras do bosque mais próximo à área desmatada. A recuperação induzida é a estratégia de promover a recomposição florestal por meio de produção e plantio de mudas, geralmente com a construção de viveiros e técnicas de manejo e controle do desenvolvimento das espécies. Na recuperação induzida estão envolvidos processos e técnicas de seleção e coleta de propágulos, produção de mudas em viveiro, controle da herbivoria e de parâmetros físicos e químicos, tanto no viveiro como no local de plantio (sítio de recuperação), entre outros.

As atividades envolvidas na recuperação natural assistida e na recuperação induzida requerem acompanhamento criterioso e adequado aos métodos empregados. As variáveis biológicas, físicas e químicas devem ser monitoradas em todas as etapas do processo englobando o viveiro de mudas, as fases de estabelecimento de propágulos e plântulas, e as fases de crescimento até o vegetal ter-se consolidado produzindo suas primeiras gerações de propágulos. Como plantas invasoras oportunistas entende-se, de maneira geral, aquelas oriundas de outra região ou bioma, e que se adaptam e proliferam eficientemente no novo ambiente, competindo com as espécies nativas por nutrientes, luz solar e mesmo por espaço físico. Em manguezais degradados onde a salinidade foi alterada verifica-se a colonização da área aberta por espécies terrestres, de água doce ou de ambientes hipersalinos.

O modelo conceitual apresentado na Figura 1 mostra, de forma sucinta, os principais passos envolvidos a partir da constatação da degradação do manguezal, a avaliação de viabilidade da recuperação do ecossistema até a tomada de decisão sobre qual estratégia seguir, se recuperação natural assistida ou recuperação induzida.

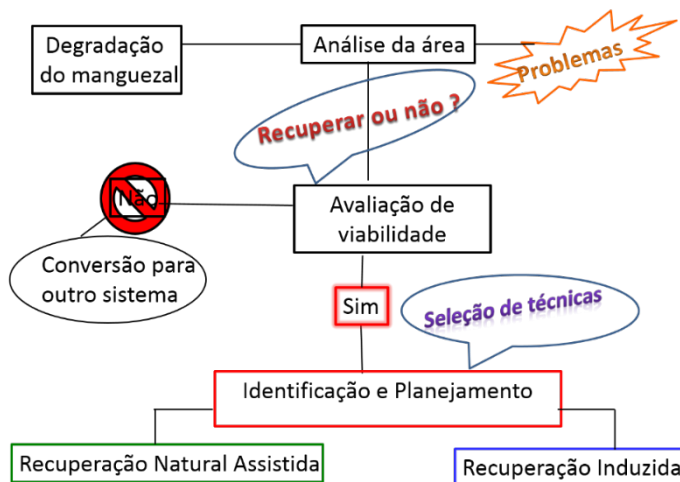


Figura 1. Modelo conceitual para tomada de decisão a partir da constatação da degradação do manguezal.

Fonte: a Autora.

A fase de Identificação e Planejamento é comum às duas estratégias e constitui-se na identificação dos estresses e agentes estressores anteriores e posteriores à degradação, na setorização do sítio de recuperação em polígonos que receberão tratamentos específicos, na determinação de parcelas-controle onde são realizadas e monitoradas as medições locais em cada setor, entre outros.

Ao se decidir pela Recuperação natural assistida deverão ser considerados os melhoramentos e manutenção sítio de recuperação, como coleta e destinação final de resíduos sólidos, de construção civil, isolamento da área destinada ao PRAD, o acompanhamento e medições locais do recrutamento e crescimento dos propágulos, o controle de espécies alvo (manguezal) e invasoras oportunistas, monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos como salinidade, pH, herbivoria, entre outros.

A decisão pela Recuperação Induzida, na qual o comprometimento do ecossistema é maior e pode se dar, além das perdas biológicas, por alterações nos padrões hidrológicos, geomorfológicos, de sedimentação, nas correntes de marés, envolve melhoramentos tecnológicos no sítio de recuperação. Essas ações permitem dar, também, segurança às equipes de trabalho. Entre os melhoramentos tecnológicos, podem ser essenciais análises geotécnicas, geoquímicas, oceanográficas, climáticas e o uso de equipamentos e materiais para contenção de deslizamentos, perda de sedimentos, reestabelecimento da circulação hídrica, interrupção de efluentes nocivos, cujas necessidades dependem dos fatores causadores da degradação. Nessa estratégia há o estabelecimento de viveiro para produção de mudas, plantios e monitoramento de variáveis bióticas e abióticas.

Nesse trabalho, considera-se o ecossistema recuperado, em concordância com os parâmetros estabelecidos pela Sociedade de Restauração Ecológica (SER, 2004), quando se verifica o seguinte conjunto de atributos: (1) as espécies nativas,

desenvolvidas a partir de mudas plantadas, geram e exportam seus próprios propágulos nas marés, indicando que o manguezal submetido à recuperação passou de receptor à doador de propágulos para outras áreas; (2) retorno gradativo da biodiversidade nativa da fauna de vertebrados e invertebrados, indicando a recolonização e uso dos variados habitats e nichos do manguezal. As teias alimentares se restabelecem como indicação da recuperação do ecossistema; (3) retorno das atividades exercidas por usuários locais e comunidades tradicionais especialmente no que se refere às atividades pesqueiras e ao lazer; (4) eliminação ou mitigação ao mínimo possível das ameaças à integridade do ecossistema restaurado.

Em todas as etapas da recuperação do manguezal e após, recomendam-se ações de Educação Ambiental para gestores, equipes de trabalho, comunidades usuárias que vivem no entorno do manguezal degradado. Recomenda-se, também, o monitoramento de longo prazo da área como forma de acompanhamento do ecossistema.

4 | ESTUDO DE CASO: RECUPERAÇÃO DE MANGUEZAIS EM UMA ÁREA PORTUÁRIA DO MUNICÍPIO DE SÃO LUÍS, MA

A perda de uma área de 1,5 hectares de manguezal, por deslizamento de talude ocorrido setembro de 2006 durante dragagens para aprofundamento do calado num terminal portuário no Rio dos Cachorros, sudoeste da Ilha de São Luís (Figura 2) provocou o deslocamento dos sedimentos comprometendo o sistema radicular das árvores, e conseqüentemente, levando à mortalidade dos indivíduos. Elaborou-se um criterioso plano de recuperação do manguezal degradado (PRAD manguezal) incluindo a remoção das árvores danificadas no local do deslizamento. O PRAD manguezal foi executado a partir de 2007 para a estabilização física do talude e de 2009 a 2012 foram realizadas as atividades de recuperação induzida.

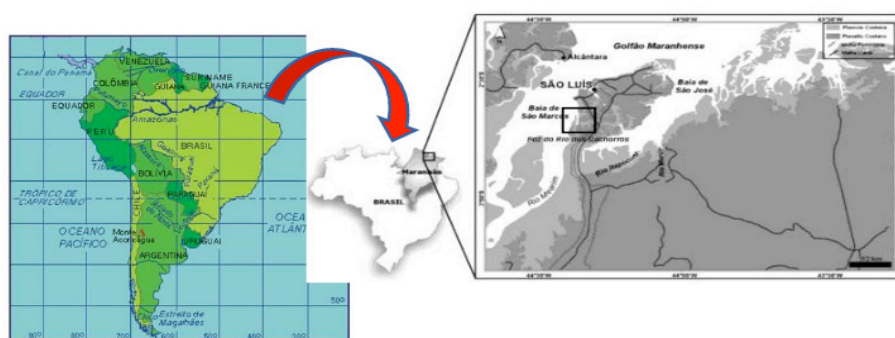


Figura 2. Localização da área submetida à recuperação do manguezal na Ilha de São Luis, Maranhão.

Fonte: a Autora.

4.1 Metodologia

Para a estabilização do talude comprometido pela dragagem foram realizadas

ações de remoção e reintrodução do material lenhoso danificado em áreas de manguezais adjacentes; resgate da fauna e transferência dos animais resgatados para manguezais do entorno; estudos geotécnicos, geoquímicos e de engenharia; implantação de um geotêxtil (geocélulas) para estabilização de talude com programa de monitoramento das estruturas e fundações.

Foram realizados estudos de estrutura, função e dinâmica dos bosques de manguezais próximos à área degradada para verificar o desenvolvimento estrutural natural na região e a seleção de árvores doadoras de propágulos. Construiu-se um viveiro de mudas de 15m x 20m com *plallets* e sombrite para a manutenção dos sacos de mudas. Procedeu-se à setorização da área de recuperação a partir de estudos e modelagens de frequência de inundação, velocidade de correntes e deposição de sedimentos pelas marés (Figura 3).



Figura 3. Vista do manguezal antes (ano:2006) e após (ano:2009) a degradação, com a setorização da área para as atividades de recuperação ecológica.

Fonte: a Autora.

Para a produção de mudas no viveiro procedeu-se à mistura de lama e areia obtidas no local (sítio de recuperação) colocada em sacos apropriados para mudas vegetais. Os propágulos de *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle*, foram selecionados e plantados separadamente (Figura 4). Os controles realizados como borrifação das mudas com água de salinidades variáveis (0 à 30), seguiram o descrito em MOCHEL (2016). As mudas produzidas em viveiro foram transferidas para o sítio de recuperação e plantadas sobre as geocélulas.



Figura 4. Produção de mudas das espécies *Laguncularia racemosa* (1), *Avicennia germinans* (2) e *Rhizophora mangle* (3) e viveiro para recuperação de manguezal.

Fonte: a Autora.

No viveiro e no sítio de recuperação foram medidos e quantificados a altura de planta, diâmetro na base do caule (DAB), fenologia, desenvolvimento foliar, herbivoria, mortalidade e sobrevivência das espécies, bem como efetuados o controle de herbívoros, espécies invasoras e a remoção de resíduos sólidos aportados pelas marés. O monitoramento no sítio de recuperação foi realizado em parcelas de 2m x 2m dentro dos setores, ao longo de 3 anos de acompanhamento. Entre os parâmetros abióticos mediram-se a frequência anual de inundação, precipitação pluviométrica, temperatura do ar, umidade relativa, salinidade, pH nas águas e sedimentos das mudas em viveiro e no sítio de recuperação. Ações de educação ambiental foram conduzidas ao longo da execução do PRAD manguezal incluindo gestores, lideranças e funcionários das empresas na área portuária, as comunidades do entorno e órgãos públicos e de fiscalização.

4.2 Resultados

De outubro de 2009 e abril de 2012 a média das alturas das mudas de *L. racemosa* aumentou 9,8 vezes (de 40 para 390 cm) e a média do DAB aumentou 6,5 vezes. A média da altura de *A. germinans* aumentou 5,6 vezes (de 80 a 450 cm) e a média do DAB média aumentou 3,7 vezes. A espécie *R. mangle* apresentou um incremento na média da altura de 5,3 vezes (de 70 a 370 cm) e a média de DAB média aumentou 3,2 vezes. (Figura 5). As primeiras inflorescências nas árvores originadas a partir das mudas plantadas apareceram em setembro de 2010 em *A. germinans*, novembro de 2010 em *L. racemosa* e em fevereiro de 2011 em *R. mangle*.

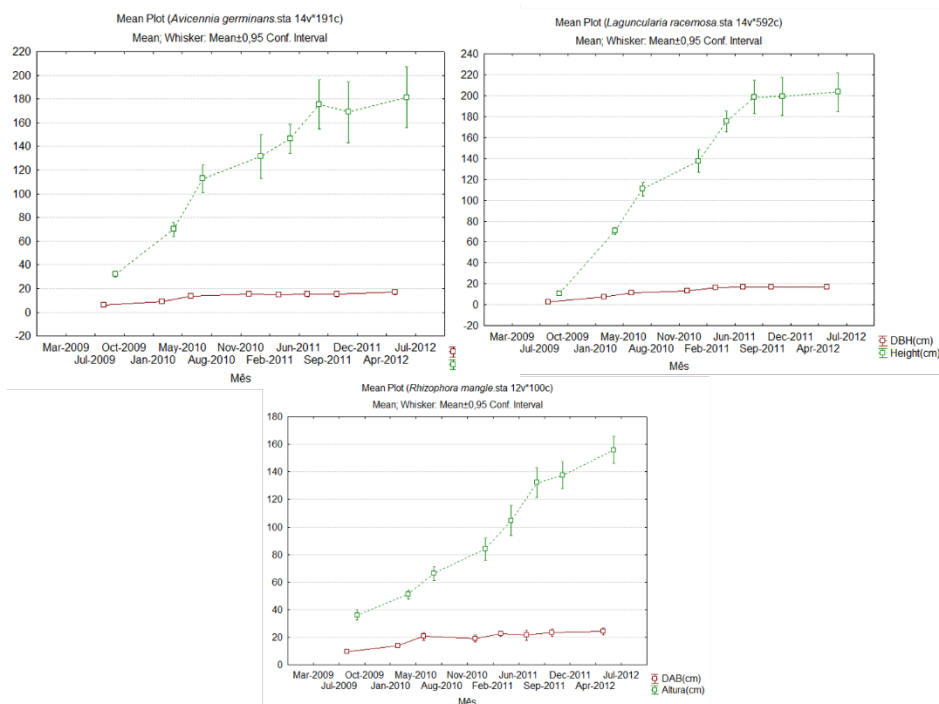


Figura 5. Desenvolvimento estrutural de mudas de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* nas parcelas-controle no sítio de recuperação, no período de 2009 a 2012.

Os principais eventos que afetaram o desenvolvimento das mudas no período de 2009 a 2012 foram a hipersalinidade na estação seca e a herbivoria na estação chuvosa. A temperatura de ar e precipitação total no viveiro variaram de um ano para outro. O ano de 2011 correspondeu ao evento La Niña explicando a maior quantidade de chuva do que nos demais anos, de 2009 a 2012 (Tabela 1). No viveiro, os valores de salinidade do substrato dentro de sacos de mudas mostraram diferenças maiores entre as médias das máximas e das mínimas, especialmente em 2012, apesar das médias anuais terem apresentado pequenas diferenças ao longo dos 4 anos. A precipitação ao longo do ano afetou a salinidade dos sedimentos dentro de sacos de mudas e a ocorrência de herbívoros e herbivoria. No sítio de recuperação a mortalidade das espécies em desenvolvimento também correspondeu ao aumento da salinidade no substrato (Figura 6).

Ano	Precip.(mm)	Temp. (°C)		Salinidade do sedimento das mudas			
	Precip. Total	Média Annual	Desv. padrão	Média anual	Média máx.	Média min.	Desv. padrão
2009	1.550,0	29,7	1,9	15,9	26,6	5,6	5,1
2010	1.645,5	29,7	1,4	19,6	30,8	6,3	6,5
2011	2.290,8	30,1	1,0	17,5	34,0	0,0	4,7
2012	1.462,0	31,5	1,9	24,7	26,6	5,6	6,7

Tabela 1. Precipitação pluviométrica anual e valores médios, máximos e mínimos para a temperatura do ar e salinidade do substrato das mudas de manguezal.

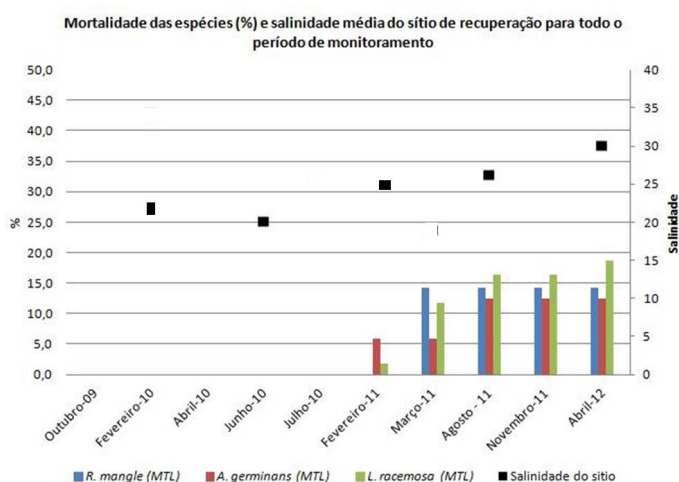


Figura 6. Mortalidade de mudas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* e salinidade média nas parcelas-controle no sítio de restauração do manguezal, no período de 2009 à 2012.

A herbivoria foi baixa durante o período da restauração e quando ocorreu foi mais intensa nas folhas de *R. mangle* (média de 1,38 %) do que em *L. racemosa* (0,53%) e *A. germinans* (0,12%).

Os resultados mostraram em média valores baixos de mortalidade considerando os 4 anos. *A. germinans* apresentou as menores perdas com média de 6,2 %, sendo a mortalidade máxima de 11, 1 %, seguida por *R. mangle* com média de 4,6 % e

mortalidade máxima de 12,5. A espécie *L. racemosa* apresentou os maiores valores de mortalidade com média de 10,1 % e máxima de 14,0 % (Tabela 2).

Espécies de manguezal	Mortalidade (MORT) e sobrevivência (SOBR) para mudas plantadas no sítio de recuperação (%)					
	2010		2011		2012	
	SOBR.	MORT.	SOBR.	MORT.	SOBR.	MORT.
<i>Avicennia germinans</i>	88.9	11.1	94.44	5.56	98.2	1.8
<i>Laguncularia racemosa</i>	86.0	14.0	91.53	8.47	93.1	7.9
<i>Rhizophora mangle</i>	87.5	12.5	100	0.0	98.8	1.2

Tabela 2. Sobrevivência e mortalidade das mudas plantadas no sítio de recuperação.

Os principais herbívoros encontrados predando as mudas foram principalmente insetos e caranguejos, destacando-se Lepidoptera (lagartas de *Junonia evarete*), Hymenoptera (*Acromyrmex* sp), Odonata (*Argia* sp), Orthoptera (Acrididae), Diptera e caranguejos *Aratus pisonii* e *Ucides cordatus*. A gestão e o controle da salinidade e de herbívoros mostraram-se eficientes, reduzindo os eventos de herbivoria e controlando a mortalidade nos anos de 2011 e 2012.

O desenvolvimento estrutural das espécies plantadas é condizente com os valores de fitomassa encontrados para o bosque adjacente (FONSECA, et. al., 2016). A biodiversidade faunística que retornou ao sítio de recuperação em 2012 constituiu-se de invertebrados e vertebrados, entre alguns consumidores-topo de cadeia (MOCHEL, 2016). A evolução da recuperação do manguezal de 2009 à 2012 pode ser vista na Figura 7.



Figura 7. Evolução da recuperação do manguezal degradado no período de 2009 a 2012. Vista parcial do setor 1 com viveiro de mudas ao fundo.

4.3 Conclusões

O manguezal atingiu o estado de ecossistema recuperado após quatro (4) anos das atividades de recuperação induzida. Todas as 3 espécies floresceram e forneceram

propágulos em menos de 2 anos das mudas produzidas. O incremento na estrutura para o porte arbóreo (acima de 2,5 m de altura) ocorreu após 2 anos das mudas plantadas, com árvores atingindo até 5,5 m.

A salinidade e a herbivoria foram os fatores preponderantes na mortalidade de mudas em viveiro e no sítio de recuperação. A técnica de correção da salinidade por borrifação foi eficiente tanto para o controle do sedimento quanto para a prevenção de herbívoros e da herbivoria. A abordagem integrada e as técnicas empregadas mostraram-se viáveis para a recuperação do manguezal. O sucesso dos controles empregados foi constatado pelos baixos percentuais de herbivoria e mortalidade e por elevada sobrevivência das mudas. Os resultados alcançados contribuem para estabelecer alguns procedimentos básicos para a produção de mudas em viveiro bem como para a recuperação ecológica do ecossistema manguezal.

AGRADECIMENTOS

Às equipes de operações e logísticas da Magnética Vitae, Atlântica, Sempreverde, Camargo Correia, LPS, ASA pela instalação das geocélulas, operação de embarcações, e pela força de trabalho em geral. À CAPES/NUFFIC e ao Departamento de Oceanografia e Limnologia da UFMA.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. Plano de recuperação de áreas degradadas (PRAD). In: **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3rd ed., p. 140-158, Ilhéus, BA: Editus, 2016
- CAIRNS, J. Increasing diversity by restoring damaged ecosystems. In: E.O. Wilson (ed.), **Biodiversity**. p. 333-334, National Academic Press, 1988
- FIELD, C (Ed.) **La restauración de ecosistemas de manglar**. ITTO/ISME, 278 p., Managua, Editora Arte, 1997.
- FONSECA, I.L.A.; MOCHEL, F.R. Fitomassa aérea de um manguezal no estuário do Rio dos Cachorros, São Luís, Maranhão, Brasil. *Bol. Lab. Hidrobiol.*, v. 26, p. 17-25, 2016
- GRIFFITH, J. J. Recuperação conservacionista de superfícies mineradas: uma revisão de literatura. *Viçosa, Boletim Técnico SIF (2)*, 51p., 1980.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/informma/item/8705-recupera%C3%A7%C3%A3o-de-%C3%A1reas-degradadas>. Acesso em 13 de maio de 2019.
- KJERFVE, B., PERILLO, G. M., GARDNER, L. R., RINE, J. M., DIAS, G. T. M. & MOCHEL, F.R. *Morphodynamics of muddy environments along the Atlantic coasts of North and South America* In: Healy, T., Wang, Y & Healy, J.-A. (eds.) *Muddy coasts of the world: Processes, deposits and functions*. Elsevier Science, pp.:479-532, 2002.
- LEWIS III, R.R. Methods and criteria for successful mangrove forest restoration. In: Gerardo M. E. Perillo, Eric Wolanski, Donald R. Cahoon, Mark M. Brinson, editors, *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*, Chapter 28, p. 787- 800, Elsevier B.V., 2009.

MOCHEL, F.R. Manguezais da Amazônia Maranhense: conservação e recuperação ecológica. In: **Tierra, paisajes, suelos y biodiversidad** Garcia, M. & Seabra G. (orgs.) , p. 602-618, Ed. Universidad Central de Chile, Santiago de Chile, 2016

MOCHEL, F. R. Manguezais amazônicos: status para a conservação e a sustentabilidade na zona costeira maranhense. In: Marlúcia Bonifácio Martins; Tadeu Gomes de Oliveira. (Org.). Amazônia Maranhense. Diversidade e Conservação. Belém: Editora do Museu Paraense Emílio Goeldi, v. 1, p. 93-118, 2011.

MOCHEL, F.R. & PONZONI, F.J. Spectral characterization of mangrove leaves in the Brazilian Amazonian Coast: Turiaçu Bay, Maranhão State. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 79(4): 683-692, 2007.

MOCHEL, F. R., CORREIA, M. M. F., CUTRIM, M. V. J., IBANEZ, M. S. R. Degradação dos manguezais da Ilha de São Luís (MA): processos naturais e antrópicos. In: Ecossistemas costeiros: impactos e gestão ambiental. 1 ed. Belém : Editora do Museu Paraense Emílio Goeldi, v.1, p. 113-131, 2002.

WALTON, M.E.M.; SAMONTE-TAN, G.P.B.; PRIMAVERA, J. H.; EDWARDS-JONES, G.; LE VAY, L. Are mangroves worth replanting? The direct economic benefits of a community-based reforestation . Environmental Conservation 33 (4): 335–343, 2006 .

WORTLEY, L.; HERO, J.M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. Restoration Ecology, vol. 21, n. 5, 537- 543, 2014.

SER . Society for Ecological Restoration, Report, 52p., Maddison, Wisconsin, 2014

ROUTE BRASIL: UMA ROTA DE SOLUÇÕES PARA O PROBLEMA DO LIXO NO MAR

Simao Filipe Pedro da Costa
Tony de Carlo Vieira
Nicole Machado Correa
Julia Nyland do Amaral Ribeiro

com diferentes organizações nacionais e internacionais.

METODOLOGIA

Hoje, o Route Brasil desenvolve onze projetos em diferentes áreas de atuação. Na área ambiental, uma das principais ações em execução chama-se “Ação Route de limpeza de praias”, que consiste na principal ferramenta de coleta de dados sobre o descarte incorreto de resíduos sólidos na região costeira. Outros projetos na mesma linha são “Limpeza de ilhas” e “Lixo Extremo”, onde as coletas são feitas em locais de acesso limitado.

O Route Brasil também atua em diversos projetos educacionais e culturais. Na área de educação ambiental, um dos trabalhos em desenvolvimento é o “Dia Route”, cuja meta é promover a mudança, através do ambiente escolar, da visão das crianças em relação ao lixo. Na área cultural, o projeto “Arte Route” promove mostras de arte para exposição com o intuito de alertar os cidadãos sobre a temática da poluição marinha. Outros projetos desenvolvidos pelo Route visam estimular a conscientização, o debate e a divulgação de questões relacionadas ao impacto do lixo no ambiente marinho, como o documentário “Uma

PALAVRAS-CHAVE: poluição marinha, educação ambiental, gestão de praia

INTRODUÇÃO

O lixo é um dos maiores problemas da sociedade moderna, relacionado ao aumento na produção de bens de consumo, ao descarte irregular, a ineficácia da gestão pública e a desinformação da sociedade (Araújo & Costa, 2003). Cinco das nove maiores regiões metropolitanas do Brasil estão na zona costeira (IBGE, 2010), tornando esse ambiente suscetível à poluição. Assim, mostra-se necessária a mudança no comportamento da sociedade em relação ao descarte de lixo.

O Route Brasil nasce em 2011 com a missão de ser uma rota de referência global para conscientizar a sociedade sobre o consumo e descarte dos resíduos sólidos em praias, mares e oceanos. Desde então, foram promovidas diversas ações de limpeza de praias, participação em eventos e parcerias

Gota.Doc” e as “Palestras Route”, transmitindo o conhecimento para o grande público de temas que envolvem os padrões de consumo atuais e o impacto nos oceanos. Outra forma de atuação é através do “Route Overseas”, promovendo a participação dos membros do projeto em eventos em parceria com entidades ambientais, nacionais e internacionais, estimulando a troca de experiências e conhecimentos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como um dos principais projetos desenvolvidos pelo Route Brasil, as “Ações de Limpeza de Praias” tem hoje como resultado mais de 200 ações executadas até o momento em diferentes regiões do Brasil, chegando a reunir mais de 1000 pessoas voluntárias em um único evento. Ao longo dos oito anos de projetos desenvolvidos, foram retirados das praias, como resultados das ações de limpeza e coleta, aproximadamente 10 mil copos plásticos, 20 mil garrafas plásticas e 2 mil garrafas de vidro. Estima-se que o efeito gerado por essas coletas tenha conseguido impactar 20.000 pessoas diretamente e aproximadamente 4 milhões de pessoas de forma indireta. Com o objetivo de expansão contínua, até o final do ano de 2018, já estão programadas 14 “Ações de Limpeza de Praias” a serem realizadas em 7 diferentes cidades de 4 estados brasileiros (SC, SP, PE e RJ).

Desde a fundação do Route Brasil, já foram proferidas em diferentes eventos mais de 50 palestras sobre o tema ‘lixo no mar’, abordando a importância de ações de ONGs como o Route Brasil no papel de efetuar a conscientização ambiental. Seus projetos já percorreram 20 cidades brasileiras e chegaram em 8 países em três continentes diferentes, em locais visados para a execução e expansão das ações e dos projetos do Route Brasil.

O Route Brasil conta hoje com 04 diretores executivos em plena atuação, 03 empresas prestadoras de serviços de assessoria técnica, além de uma equipe de 10 colaboradores voluntários integrados a equipe de trabalho. Devido aos resultados positivos promovidos pelo projeto, foi possível realizar a expansão a nível global do projeto, onde desde 2016 está em execução o “Route USA”, desenvolvendo as atividades do Instituto nos Estados Unidos.

CONCLUSÃO

Através dos projetos desenvolvidos pelo Route Brasil, buscamos por meio dos valores da sustentabilidade, da inovação, do engajamento e da harmonia entre o homem e a natureza promover nossas ações e estimular cada vez mais a participação da população no processo de mitigação dos impactos gerados pela poluição de resíduos sólidos no ambiente marinho e, principalmente, da conscientização de todos a respeito do problema. Além do mais, iniciativas como a do Route Brasil evidenciam a importância do estabelecimento de iniciativas oriundas da sociedade civil organizada

frente ao combate ao lixo do mar, contribuindo para a manutenção da biodiversidade marinha e na proteção do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. Lixo no ambiente marinho. *Ciência Hoje*: São Paulo, 2003. vol. 32. n. 191. p. 64-67.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo 2010. Densidade demográfica. Disponível em: < <http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=10&uf=00> >.

MONTAGEM, VALIDAÇÃO E INSTALAÇÃO DE UM SISTEMA SENSOR ULTRASSÔNICO DE BAIXO CUSTO PARA MEDIÇÃO DE NÍVEL FREÁTICO EM AMBIENTES COSTEIROS

Bento Almeida Gonzaga

Universidade Federal do Rio Grande – FURG
Rio Grande / RS

Deivid Cristian Leal Alves

Universidade Federal do Rio Grande do Sul –
UFRGS
Rio Grande / RS

Jean Marcel de Almeida Espinoza

Instituto Federal do Rio Grande do Sul – IFRS,
Campus Rio Grande.
Rio Grande / RS

Miguel da Guia Albuquerque

Instituto Federal do Rio Grande do Sul – IFRS,
Campus Rio Grande.
Rio Grande / RS

Tatiana de Almeida Espinoza

Universidade Federal do Rio Grande – FURG
Rio Grande / RS

RESUMO: As zonas costeiras são caracterizadas como regiões que estão submetidas a um intenso processo de ocupação. Nessa perspectiva, o conhecimento dos fatores associados aos ciclos costeiros (e.g., nível freático) nesses ambientes são fundamentais para a gestão de eventuais episódios de inundação. Entender quais ações antrópicas interferem na dinâmica dos ciclos costeiros e como essas afetam o bem-estar humano é primordial para a concepção de

estratégias de gestão que estejam aliadas com a mitigação e/ou prevenção dos efeitos causados pela elevação do nível do mar ou fluvial nessas áreas, principalmente, quando essas estão no perímetro urbano. Comumente, as medições do nível freático são realizadas pontualmente e sazonalmente, com uso de poços instalados no ambiente costeiro. Avanços no design de sensores de baixo custo estão cada vez mais presentes no monitoramento de variáveis costeiras. Tendo em vista que um conhecimento das variações de amplitude do nível freático é fundamental para um melhor entendimento do balanço hídrico e do fluxo subterrâneo, esse estudo visa o desenvolvimento de um sistema sensor de baixo custo como alternativa ao monitoramento de alta frequência do nível freático, que juntamente com estratégias bem definidas de gestão, tende a minimizar os efeitos causados pela elevação do nível do mar ou fluvial em ambientes costeiros e urbanos.

PALAVRAS-CHAVES: Nível do lençol freático, zonas costeiras, arduino, sensores de nível, medição de alta frequência.

ASSEMBLY, VALIDATION AND
INSTALLATION OF LOW COST ULTRASONIC
SENSOR SYSTEM FOR MEASUREMENT
OF GROUNDWATER LEVEL IN COASTAL

ABSTRACT: The coastal zones are characterized as regions that are undergoing an intense occupation process. In this perspective, knowledge of the factors associated with the coastal cycles (e.g. groundwater level) in these environments are fundamental for the management of eventual flood episodes. Understanding which anthropogenic actions interfere with the dynamics of coastal cycles and how they affect human well-being is paramount in the design of management strategies that are allied with mitigation and / or prevention of the effects caused by sea level rise areas, especially when these are in the urban perimeter. Commonly, water table level measurements are made on a timely and seasonal basis, using wells installed in the coastal environment. Advances in the design of low cost sensors are increasingly present in the monitoring of coastal variables. Considering that a knowledge of the variations of groundwater level is fundamental for a better understanding of the water balance and the underground flow, this study aims at the development of a low cost sensor system as an alternative to the high frequency monitoring of the water table, which, together with well-defined management strategies, tends to minimize the effects caused by sea level rise or river use in coastal and urban environments.

KEYWORDS: Groundwater level, coastal zones, arduino, level sensors, high frequency measurement.

1 | INTRODUÇÃO

Sabe-se que os desastres naturais, tais como a inundação, são recorrentes no contexto das atuais discussões sobre o assunto. Neste argumento, a inundação é o tipo de desastre que mais prevalece no mundo, causando as maiores perdas econômicas e afetando um número elevado de pessoas (SAUSEN & LACRUZ, 2015). Os eventos de inundação, são responsáveis por cerca de 55% de todos os eventos naturais registrados e, por aproximadamente 72,5% do total de perdas econômicas ao redor do mundo.

As áreas urbanas, de acordo com Cho & Chang (2017), são particularmente vulneráveis a eventos hidrometeorológicos extremos, como por exemplo, precipitação intensa e elevação do nível do mar. O'hare e White (2017), destacam que a frequência e a magnitude dos riscos de inundação são projetadas para aumentar nas principais áreas urbanas do mundo, onde a densidade populacional é alta. Para evitar as consequências econômicas e sociais causados por esse tipo de desastre natural, é emergencial a criação instrumentos que possam facilitar a aquisição de dados relevantes, melhorando às tomadas de decisão e as ações de prevenção e mitigação dos desastres naturais.

No Brasil, a gestão dos riscos às inundações por parte dos municípios litorâneos é uma temática que tem tido destaque e um amplo debate nas últimas décadas. Para melhorar a compreensão desses efeitos antrópicos a espacialização e a densidade

de dados hídricos (e.g. nível freático) precisa melhorar, pois comumente, as medições do nível freático são realizadas pontualmente e sazonalmente, com uso de poços instalados no ambiente costeiro, estando essas medidas sujeitas a variações de alta frequência e negligenciando variações de curto período e alta energia como é caso de eventos extremos.

O presente estudo foi realizado na praia do Cassino, no município do Rio Grande-RS. Utilizou-se do desenvolvimento de sensores de baixo custo, baseados em um sistema embarcado *open source* e amplamente difundido pelo mundo, a plataforma Arduino. O desenvolvimento e instalação de medidores ultrassônicos, instalados em poços para o monitoramento do lençol freático, mostrou-se eficiente no sentido de aquisição de dados de alta frequência. A instalação de 3 poços distribuídos espacialmente conforme características hidrogeológicas da região, durante as 4 estações (verão, outono, inverno e primavera), possibilitou investigar a variação do nível freático de forma contínua durante os períodos de amostragem (21 dias por estação).

2 | O DESENVOLVIMENTO DO SISTEMA DE MONITORAMENTO

A metodologia adotada constituiu-se no desenvolvimento de um sistema embarcado para o monitoramento do nível freático (oscilação na profundidade da lâmina d'água) a partir de um dispositivo ultrassônico controlado eletronicamente. Foram utilizados como materiais: microcontrolador modelo Arduino Uno, sensor HC-SR04 (utilizado como distanciômetro), cano de PVC com dimensões 100mm x 2m parcialmente perfurado para a livre entrada de água, manta geotêxtil (utilizada para envolver o cano e evitar a entrada de sedimento), *shield datalogger* (circuito auxiliar projetado para a plataforma Arduino para o registro e armazenamento de dados), cartão microSD para o armazenar os dados coletados nos quatro períodos (21 dias por estação) de monitoramento e bateria de 6V/4,5Ah para alimentação do sistema. A montagem física do sistema sensor se dividiu em duas etapas: (1) instalação do poço de monitoramento, constituído pelo cano de PVC parcialmente perfurado e envolvido por manta geotêxtil, sendo enterrado no local de interesse; (2) montagem eletrônica associada a programação de comando para o sensor ultrassônico e registro dos dados no *shield datalogger*, sendo o sistema eletrônico fixado em uma caixa estanque na face lateral do cano, enquanto o sensor ultrassônico ocupou a tampa superior do poço, tendo visada para a lâmina d'água.

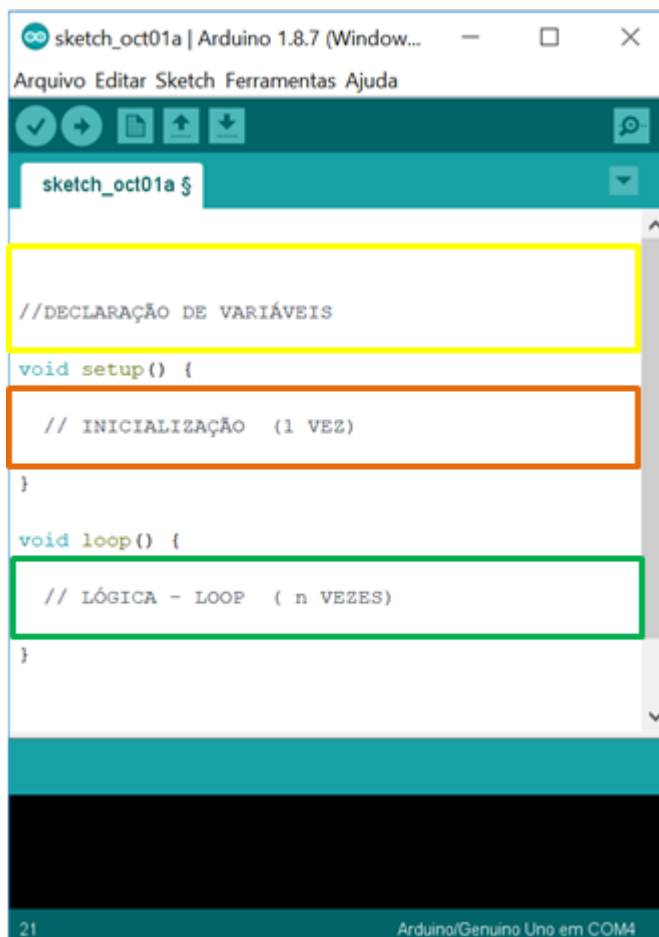
O desenvolvimento do sistema embarcado foi baseado no uso da plataforma Arduino Uno, mostrado na Figura 1, cujo funcionamento consiste em programar (estabelecer instruções para os comandos desejados), via um ambiente de programação conhecido como IDE e em linguagem própria (semelhante a linguagem de programação C/C++), indicando como este microcontrolador irá operar suas entradas e saídas. Ou seja, a partir de uma sequência de instruções descritas em uma linguagem de

programação, é possível designar a esta plataforma eletrônica tarefas específicas, como por exemplo a leitura de nível do lençol freático com base no sensor empregado. Utiliza-se um pino como entrada quando deseja-se que o sistema do microcontrolador receba um sinal ou um valor de variável externa, ou como saída quando se quer emitir um sinal ou comando, neste caso o microcontrolador estará executando um comando na forma de um sinal elétrico (i.e., entre 0 e 5V).



Figura 1: Plataforma Arduino, modelo Uno.

Essas instruções são divididas, basicamente, como mostrado na Figura 2, em três grandes blocos: (1) como primeiro passo, no IDE, faz-se a declaração das variáveis e inclusão de bibliotecas (i.e., rotinas desenvolvidas para aplicações específicas) a serem utilizadas durante as instruções programadas para o sistema microcontrolador executar; (2) em sequência, a função *setup()*, é utilizada para informar de que modo iremos utilizar os pinos disponíveis para conexão (i.e., se como entradas ou como saídas), bem como para inicializar variáveis, bibliotecas e os protocolos de comunicação, entre outras aplicações. A função *setup()* será executada apenas uma vez, após cada energização ou reinicialização do microcontrolador; e, (3) por fim, é implementada a função *loop()* que é a parte do programa destinada a uma execução contínua, como o próprio nome sugere, essa parte do código de instruções faz varreduras consecutivas, permitindo que seu programa mude e responda aos estados das entradas e saídas. Estados das entradas e saídas, quer dizer, que durante a execução da função *loop()* o microcontrolador compara os valores de suas entradas (os sinais recebidos) e verifica esses valores com os programados na lógica criada dentro deste bloco, após essa comparação executa os comandos programados.



```
sketch_oct01a | Arduino 1.8.7 (Window... - □ ×
Arquivo Editar Sketch Ferramentas Ajuda
sketch_oct01a §
//DECLARAÇÃO DE VARIÁVEIS
void setup() {
// INICIALIZAÇÃO (1 VEZ)
}
void loop() {
// LÓGICA - LOOP ( n VEZES)
}
21 Arduino/Genuino Uno em COM4
```

Figura 2: Entendendo o ambiente de programação IDE

Como mostrado na Figura 2, temos uma configuração básica, usada para facilitar o entendimento das rotinas criadas. Uma vez que o grupo de pesquisa é multidisciplinar e, muitos dos envolvidos, tem pouca ou nenhuma experiência com a plataforma Arduino, desenvolveu-se essa metodologia simplificada para que todos os integrantes do grupo de pesquisa pudessem instalar e testar o sistema embarcado no momento da colocação em campo. Da mesma forma, como explicado posteriormente, a rotina foi dividida e comentada de uma forma que ficasse fácil a leitura e compreensão do código desenvolvido para essa aplicação.

Na primeira parte do código, mostrado na Figura 3-A, utilizou-se quatro bibliotecas, duas que são padrões da própria plataforma Arduino (SD.h e a SPI.h). a primeira é uma biblioteca desenvolvida para a utilização de cartões SD, a qual facilita a gravação de dados. A segunda, *Serial Peripheral Interface* (SPI) é um protocolo de dados seriais síncronos usado por microcontroladores para comunicar-se com um ou mais dispositivos periféricos. Já a terceira biblioteca listada é a Ultrasonic.h, também faz parte do repositório de aplicações da plataforma e foi baixada do seguinte link Ultrasonic, enquanto a biblioteca chamada RTCLib.h, desenvolvida para aplicações que necessitem de registro temporal, data e hora, por exemplo. Essa foi baixada através do link RTCLib.

Na sequência, definiu-se os pinos 4 (como trigger) e 5 (como echo), esses

representam a conexão física do sensor (disponível na figura 3-B) e o data logger, o data logger foi sobreposto na placa do arduino uno. Os pinos trigger e echo foram inicializados através da função *Ultrasonic ()* - essa faz parte do pacote de instruções da biblioteca ultrasonic - abaixo, configurou-se o pino 10 como *enable* (habilita), assim como foi criada uma matriz com os dias da semana, especificou-se o modelo de *Real Time Clock (RTC)* utilizado e, por fim, criou-se uma variável do tipo *File* para armazenar os dados lidos.

```

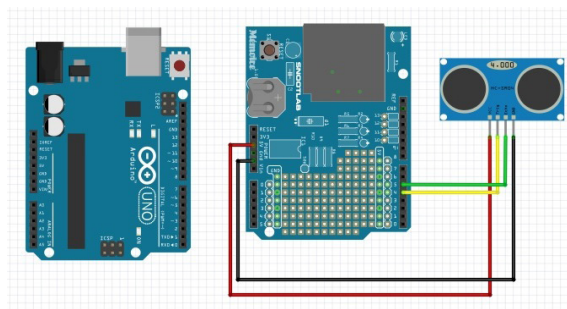
#include <SD.h>
#include <SPI.h>
#include <Ultrasonic.h>
#include "RTClib.h"

//Definicao dos Pinos Ultrassônico
const int trigPin = 4;
const int echoPin = 5;

//Inicializacao dos pinos do sensor
Ultrasonic ultrasonic(4, 5);

//Pino CS do cartão SD
int Pino_CS = 10;
char daysOfTheWeek[7][12] =
{"Domingo", "Segunda", "Terca", "Quarta", "Quinta", "Sexta", "Sabado"};
long duration;
RTC_DS1307 rtc;
File file;

```



3-A

3-B

Figura 3: Declaração de Variáveis / Conexão entre sensor-data logger e arduino

A estrutura física final do sistema sensor proposto pode ser observado nas Figuras 4-A e 4-B, que mostram o circuito eletrônico montado na caixa estanque, fixada na lateral dos canos instalados para o monitoramento do lençol freático, tal como descrito nos materiais e métodos.



4-A



4-B

Figura 4: Sistema embarcado instalado em campo

Na função *setup ()*, mostrado na Figura 5-A, configura-se o modo de operação dos pinos Trigger e Echo do sensor, sendo o primeiro configurado como uma saída (*OUTPUT*) e conectado à porta digital nº 4 (DI4) do microcontrolador, pois é ele que emite um sinal elétrico ao ser convertido num pulso ultrassônico que ao colidir com uma superfície (ou objeto) retorna ao sensor, como mostrado na figura 5-B Este pulso de retorno é percebido pelo sensor ultrassônico que, então, o converte em um novo

sinal elétrico, encaminhado para o pino Echo conectado à porta digital nº 5 (D15) do microcontrolador que foi configurado como uma entrada (*INPUT*). O princípio de funcionamento consiste na emissão de um pulso ultrassônico com duração de 10µs, indicando o início da transmissão de dados. Depois disso, são enviados 8 pulsos ultrassônicos sequentes com frequência de 40 KHz e o sensor então aguarda o retorno (em nível alto/high), mostrado na figura 5-C, para determinar a distância entre o sensor e o objeto, utiliza-se a equação 1:

$$D = (\Delta t \times V_s)/2 \quad [1]$$

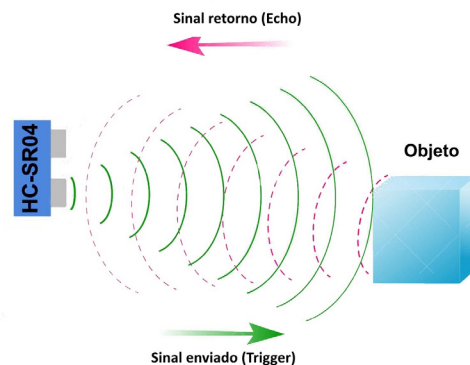
onde “D” indica a distância estimada pelo sensor, “Δt” indica o intervalo de tempo total de viagem do pulso ultrassônico (tempo de ida e volta do pulso, chamado de tempo echo em nível alto) e “Vs” é a velocidade do som estimada para o ar local. Esse modelo de sensor ultrassônico, o sensor HCSR-04, permite que se façam leituras de distâncias entre 2 cm e 4 metros, com precisão de 3 mm.

```
void setup()
{
  //Modo de operacao dos pinos Trigger e Echo
  pinMode(trigPin, OUTPUT);
  pinMode(echoPin, INPUT);
  //Inicializacao da comunicacao serial
  Serial.begin(9600);
  //Inicia o cartao SD
  Serial.println("Iniciando cartao SD...");
  if (!SD.begin(Pino_CS))
  {
    Serial.println("Falha na inicializacao do SD!");
    return;
  }
  Serial.println("Cartao SD iniciado. OK");
  Serial.println();

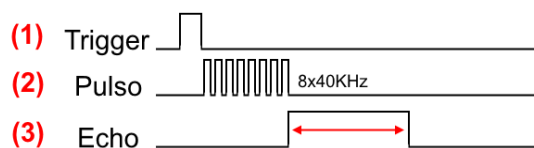
  if (!rtc.begin()) {
    Serial.println("Couldn't find RTC");
    while (1);
  }
  if (!rtc.isrunning()) {
    Serial.println("RTC is NOT running!");

    rtc.adjust(DateTime(F(__DATE__), F(__TIME__)));
    // rtc.adjust(DateTime(2014, 1, 21, 3, 0, 0));
  }
}
}
```

5-A



5-B



5-C

Figura 5: A) Função *setup* () B) Emissão e percepção do sinal ultrassônico c) Medição da distância sensor - objeto

Por fim, na função *loop* (), basicamente pode ser compreendida em duas etapas. Na primeira, Figura 6-A, é feita a leitura do sensor e um teste de funcionamento do *shield datalogger*, o qual pode ser executado no momento da instalação para verificar se data e hora estão corretos. A segunda parte, Figura 6-B, refere-se a gravação dos dados, feita em um arquivo em texto (extensão “.txt”) com o nome do poço no qual o sensor foi instalado. Esse dado ficou gravado da seguinte forma - **dia/mês/ano**,

“dia da semana” , hora:minuto:segundo, “Distância : ”, medição do sensor - A leitura era feita com um intervalo pré-definido com a opção delay(), o intervalo entre leituras foi de 5 minutos, sendo alterado a partir do segundo ciclo de medições para 10 minutos.

```

void loop(void)
{
    //Configurando tempo de leitura da distância
    int medicao = ultrasonic.distanceRead();
    Serial.print("Distância : ");
    Serial.println(medicao, " CM");;

    //Testando Data Logger
    DateTime now = rtc.now();
    file.print("Data/hora: ");
    Serial.print(now.day() < 10 ? "0" : "");
    file.print(now.day(), DEC);
    file.print('/');
    file.print(now.month() < 10 ? "0" : "");
    file.print(now.month(), DEC);
    file.print('/');
    file.print(now.year(), DEC);
    file.print(' ');
    file.print(now.hour() < 10 ? "0" : "");
    file.print(now.hour(), DEC);
    file.print(':');
    file.print(now.minute() < 10 ? "0" : "");
    file.print(now.minute(), DEC);
    file.print(':');
    file.print(now.second() < 10 ? "0" : "");
    file.print(now.second(), DEC);
    file.print(' ');

    //Gravando dados no arquivo do cartão SD
    File dataFile = SD.open("Poco01.txt", FILE_WRITE);
    // Gravando os dados no arquivo.txt
    if (dataFile)
    {
        dataFile.print(now.day(), DEC);
        dataFile.print('/');
        dataFile.print(now.month(), DEC);
        dataFile.print('/');
        dataFile.print(now.year(), DEC);
        dataFile.print(" (");
        dataFile.print(daysOfTheWeek[now.dayOfTheWeek()]);
        dataFile.print(") ");
        dataFile.print(now.hour(), DEC);
        dataFile.print(':');
        dataFile.print(now.minute(), DEC);
        dataFile.print(':');
        dataFile.print(now.second(), DEC);
        dataFile.print();
        dataFile.print("      Distancia:  ");
        dataFile.println(medicao);
        dataFile.close();
    }else{
        // Mensagem de erro caso ocorra algum problema
        // na abertura do arquivo
        Serial.println("Erro ao abrir arquivo.txt !");
    }
    delay(300000);
}

```

6-A

6-B

Figura 6: Função loop ()

A seguir são feitas as discussões e apresentados os resultados obtidos nos ciclos de monitoramento realizados com esse sistema embarcado de baixo custo, desenvolvido como alternativa a aquisição de dados de nível freático de alta frequência.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante os ciclos de monitoramento (i.e., verão, outono, inverno e primavera), observou-se alguns problemas de operação no sistema embarcado proposto. O primeiro deles, foi a questão do volume de dados adquiridos, para melhorar a tabulação dos dados, a qual foi feita em uma etapa posterior, modificou-se o intervalo de leituras de 5 min para 10 min o que resultou em 144 registros diários e 3024 registros por ciclo (21 dias). A forma de energização do sistema, através de baterias de 6V/4,5Ah, também precisou ser revista, principalmente para o ciclo de inverno, no qual a umidade e frio interferiram no tempo de duração das baterias. Essas, eram trocadas a cada 3 dias, porém para o período de testes, antes do ciclo de inverno, verificou-se a necessidade de colocar duas baterias em paralelo para garantir as trocas sempre regulares, de 3 em 3 dias.

Encontramos problemas de oxidação e perdas de sinal durante os ciclos,

principalmente no poço instalado numa cava interdunar, no campo de dunas frontais do balneário Cassino, no município do Rio Grande-RS. A troca constante de bateria e o ambiente ao qual estava exposto o sensor, sem proteções e próximo ao mar e exposto à maresia, favoreceu a oxidação de partes sistema embarcado, principalmente nas conexões com o sensor e entre o *shield datalogger* e a placa do Arduino uno. Ao final de cada período de leituras, foi feita uma limpeza e adequação do sistema eletrônico, trocando as partes que estavam em pior estado.

Visto as limitações da plataforma arduino, que originalmente, foi concebida para ser um *hardware* flexível, aberto e de prototipagem, não para ser um produto definitivo, os testes em campo, mostraram-se promissores quanto ao uso desse recurso em pesquisas aplicadas e multidisciplinares, como mostrado no exemplo do gráfico da Figura 7, o qual ilustra 98 horas de coleta, com 588 registros.

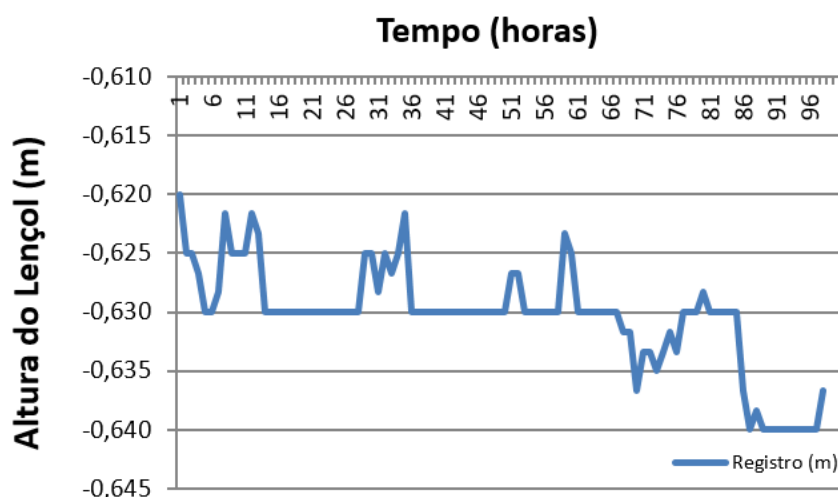


Figura 7: Exemplo de análise dos dados coletados

Adequações na montagem do sistema eletrônico e dos periféricos usados nessa pesquisa podem contribuir para o desenvolvimento de um sistema sensor para ser utilizado em larga escala e de forma gerencial, monitorando em alta frequência o nível freático em áreas críticas de zonas costeiras.

4 | CONCLUSÕES

A proposta de integrar a plataforma microcontroladora Arduino a uma pesquisa aplicada e multidisciplinar, mostrou-se eficaz, uma vez que a proposta do Arduino é de ser um *hardware* livre e flexível, com bibliotecas prontas e uma comunidade de discussões ativa. Isso permitiu o rápido desenvolvimento de um sensor ultrassônico adaptado para mensurar o nível do lençol freático. Dado que a plataforma utiliza como compilador um ambiente de desenvolvimento integrado (IDE) que é intuitivo e que possibilita a busca de erros de sintaxe, sua programação é mais simples do que outros

dispositivos embarcados. As conexões *plug-in-play* são um outro ponto de destaque para o uso desse recurso em pesquisas multidisciplinares, pois os pesquisadores não necessitam de conhecimento prévio em eletrônica para poder elaborar e instalar suas aplicações.

Os problemas encontrados durante os ciclos de monitoramento foram rapidamente resolvidos, realizando a troca de equipamento ou, como no caso das baterias, acrescentando uma bateria ao sistema de energização. Essa facilidade para resolução de problemas, dá-se, primeiro, pela plataforma ser fácil de utilizar e segundo pelo seu baixo custo de aquisição, o que permite a confecção de *kits* reservas para caso de extravios ou perdas.

REFERÊNCIAS

CHO, Seong Yun; CHANG, Heejun. Recent research approaches to urban flood vulnerability, 2006–2016. *Natural Hazards*, [s.l.], v. 88, n. 1, p.633-649, 13 abr. 2017. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-017-2869-4>.

Committee on Climate Change (2015) Progress in preparing for climate change: 2015 report to parliament, June 2015.

O'HARE, Paul; WHITE, Iain. Beyond 'just' flood risk management: the potential for—and limits to—alleviating flood disadvantage. *Regional Environmental Change*, [s.l.], v. 18, n. 2, p.385-396, 12 set. 2017. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-017-1216-3>.

SAUSEN, Tania Maria; LACRUZ, María Silvia Pardi (Org.). *Sensoriamento Remoto para desastres*. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 288 p.

MORPHODYNAMICS AND MACROFAUNA COMMUNITIES IN 12 SANDY BEACHES OF BRAZIL NORTHEAST: A SEMIARID TROPICAL STUDY

Liana Rodrigues Queiroz

Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Laboratório de Zoobentos
Fortaleza – Ceará - Brasil
liana_rq@yahoo.com.br

Cristina de Almeida Rocha-Barreira

Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Laboratório de Zoobentos
Fortaleza – Ceará - Brasil
cristina.labomar@gmail.com

ABSTRACT: This study aimed to verify the relationship between benthic macroinvertebrates and physical parameters of 12 sandy beaches of Ceará. More than 1500 sediment samples were collected and the benthic macrofauna was separated and identified. Wave height and period, particle size and tide were recorded. Beach slope, Dean parameter (Ω), Relative Tide Range (RTR) and Beach Index (BI) were calculated to describe morphodynamics. Ordination, Linktree and Bioenv were performed. Non-parametric variances (Kruskal-Wallis test) were verified in order to understand variations of species between beach types. Extrapolative indices of richness were calculated. The beaches of Ceará tend to be more dissipative, with gentle slopes and fine grain size. There was a gradient of decreasing grain size, from east to west coast of

Ceará. The total of 58 species were recorded in 6064 individuals in 12 beaches studied. Paracuru and Canto Verde beaches presented higher species richness. Dominance of crustaceans in the eastern sector (with greater particle size) and polychaetes in the extreme-western sector (finer grain size) were observed. Dissipative beaches had higher similarities in the distribution of macrofauna. According to extrapolatory estimators of species richness, beaches of Ceará are underestimated by more than 50%. This species richness is physically controlled by easily recognized abiotic factors, such as grain size and slope. However, sandy beaches are highly variable and unique environments, then looking for a large scale pattern is challenging, since several factors are involved from the natural variability, anthropogenic effects on the beaches to sampling difficulties and macrofauna estimates.

KEYWORDS: tropical beaches, macrobenthos, Brazil, beach types, morphodynamic

MORFODINÂMICA E MACROFAUNA BENTÔNICA EM 12 PRAIAS ARENOSAS DO NORDESTE DO BRASIL: UM ESTUDO NO SEMIÁRIDO TROPICAL

RESUMO: Este estudo verificou a relação entre macroinvertebrados bentônicos e parâmetros

físicos de 12 praias arenosas do Ceará. Mais de 1500 amostras de sedimento foram coletadas e a macrofauna bentônica foi separada e identificada. A altura e período das ondas, tamanho das partículas e maré foram registrados. Perfis de praia, parâmetro Dean (Ω), Intervalo Relativo da Maré (RTR) e Índice de Praia (BI) foram calculados para descrever a morfodinâmica. As análises de ordenação, Linktree e Bioenv foram realizadas. Variâncias não-paramétricas (teste de Kruskal-Wallis) foram utilizadas para entender as variações de espécies entre os tipos de praias. Índices extrapolativos de riqueza foram calculados. As praias cearenses tendem a ser mais dissipativas, com declives suaves e granulometria fina, com um gradiente decrescente de tamanho de grão, da costa leste a oeste. Foram registradas 58 espécies e 6064 indivíduos. As praias de Paracuru e Canto Verde apresentaram maior riqueza de espécies. Dominância de crustáceos no setor leste (com maior tamanho de partícula) e poliquetas no setor extremo-oeste (tamanho de grão mais fino) foi observada. Praias dissipativas apresentaram maiores semelhanças na distribuição da macrofauna. Segundo estimadores extrapolativos da riqueza de espécies, as praias do Ceará são subestimadas em mais de 50%. Essa riqueza de espécies é controlada fisicamente por fatores abióticos, como tamanho e inclinação dos grãos. Como as praias arenosas são ambientes altamente variáveis e únicos, então a busca por um padrão de grande escala é um desafio, uma vez que vários fatores estão envolvidos desde a variabilidade natural, efeitos antrópicos nas praias até as dificuldades de amostragem e estimativas de macrofauna.

PALAVRAS-CHAVE: praias tropicais, macrobentos, tipos de praia, morfodinâmica

1 | INTRODUCTION

Sandy beaches dominate the ocean shorelines of all temperate and tropical continental coasts. These ecosystems morphodynamics can be defined in terms of the following interacting factors: tides, waves, and sand particle size (Mclachlan; Defeo, 2013).

Beach models are available to predict beach state as a function of wave and sediment parameters, otherwise the models are generally representative of microtidal beaches and do not take account of the tide. In Brazil, specifically at meso and macrotidal North and Northeast beaches, the effect of tides and increasing tide range on beach morphodynamics must be considered. Indeed, fully reflective beaches will not occur when tide range exceeds 1–1.5 m. On beaches with larger tides, reflective conditions can only occur at the top of the shore (Mclachlan; Defeo 2013). According to Masselink and Short (1993), relative tide range RTR and the omega index combined are more appropriate to describe morphodynamic states regarding to meso and macrotidal beaches. McLachlan and Dorvlo (2005) developed the beach index (BI), considering the relation of the mean grain size, the maximum spring tide range and the beach face slope (dimensionless).

Physical factors, such as morphodynamics, are considered the most important

factor controlling macrofauna establishment. Therefore the physical environment on the large scale mainly controls species richness. At a finer scale and under more dissipative conditions, biological factors may become important (Defeo et al. 2003, McLachlan & Dorvlo 2005). The increase of species richness, abundance and biomass from microtidal reflective to macrotidal dissipative beaches is considered a paradigm on exposed sand beaches communities' patterns (McLachlan, 2001, Defeo & McLachlan, 2005; McLachlan & Brown, 2006).

The State of Ceará at Brazilian tropical zone, between 2°S–7°S and 37°W–41°W. The coastline extends for 573 km, The northern coastal zone is aligned in a general west-east direction from the estuary of the Timonha river to Itarema beach, it then trends northwest to southeast to Icapuí municipality, at the Rio Grande do Norte border (Pinheiro, et al., 2016). Municipalities bordering the sea have the highest population densities in the Ceará state, ranging between 200 and 2000 inhabitants per km², peaking in the city of Fortaleza, the State Capital (IPECE 2013). The climate was warm semi-arid tropical (IPECE, 2013). The intensity and frequency of the rainy season is dependent on the position of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), it migrates in annual cycles bringing the rainy season to Ceará between March and May (Pinheiro et al, 2016).

The Ceará coastal zone is predominantly composed of sandy sediments of Upper Tertiary-Quaternary and contains several episodes of dunes, beaches, estuarine plains and active and paleo-sea cliffs, all activated during period of high sea level. Beach sediments are predominantly medium bimodal quartz sand (Morais et al., 2006) and the tides are semidiurnal mesotidal (Maia, 1998). Ceará beaches are predominantly tide-modified (RTR > 3) (Pinheiro et al. 2016). This is to be expected in a moderate wave energy mesotidal environment with a spring tide range of 3 m (Masselink & Short 1993).

This paper describes a wide range study to assess the across-shore and alongshore spatial dynamics of the physical environment and the macrobenthic community comprising 12 sandy beaches at entire coastline of Ceará, in Northeastern Brazil.

According to the theoretical frameworks developed for sandy beaches (Defeo & McLachlan, 2005), we predict: 1) a clear differentiation of morphodynamics and macrofaunal invertebrates amongst Ceará state sectors of coastal zone; and 2) a high number of species such as predicted for tropical zone.

2 | MATERIAL AND METHODS

For the present study, Ceará coastal zone was divided in three sectors according to Bensi et al. (2005). The Eastern sector is characterized by sandy-clay deposits derived from cliffs and paleocliffs. The Central-West sector is extremely urbanized and some locations are experiencing very high rates of erosion which is resulting in serious

damage to urban infrastructure. The Extreme-West sector is dominated by mobile dunes, barrier islands backed by lagoons and mangrove areas. On the Extreme-West coast the presence of fine sediments is associated with proximity to the mouths of river estuaries and lagoons. It's the sector least urbanized, with strong winds and small waves (Figure 1).

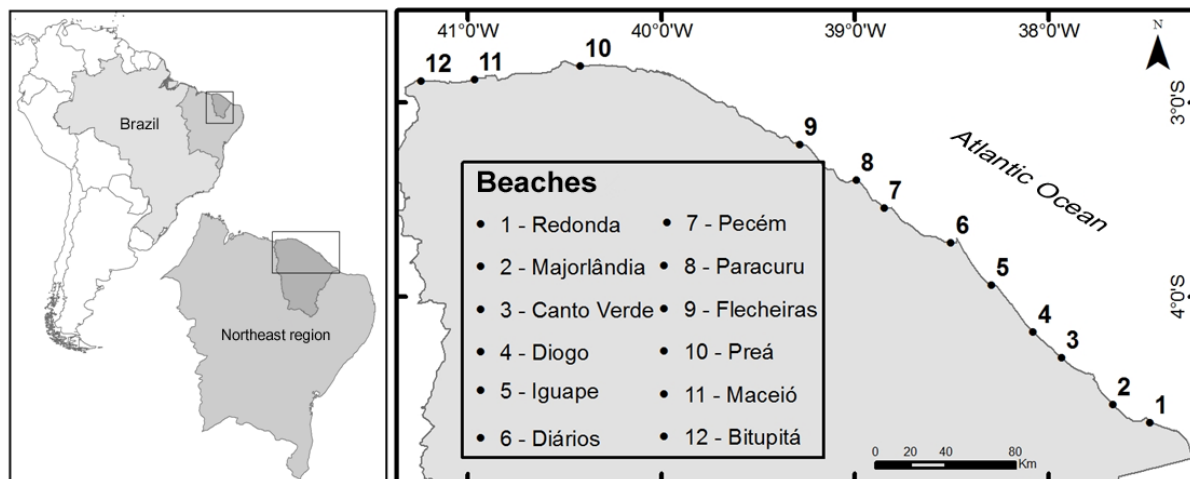


Figure 1: Map of Ceará State coast at Brazilian Northeast region showing the location of the 12 beaches studied.

All the fieldwork at 12 beaches was carried out between August 2010 and April 2011 during the low spring tide. The macroinvertebrates were collected along five transects (10 m apart) perpendicular to the coastline, except Diários beach which was collected only three transects. Each transect was divided from six to ten sampling sites covering the entire intertidal zone. A crescent numbering of sites was adopted, which 1 is the closest to supralitoral. Sediment samples were collected using a 15 cm diameter/ depth corer (0.018 m²), sieved (0.5 mm mesh) in the field and preserved in 70% ethanol. In laboratory, the organisms were separated, identified and counted.

The standard suite of physical variables on the beach (Schlacher et al., 2008) was also measured as follows. Beach slope was determined by across-shore profiling of three transects ranging all sample station. Five sand samples were taken across-shore, washed through a 63-mm mesh sieve, oven-dried at 60° C for 24 h and sieved through a half-phi stack of sieves. The fraction of sand retained in each of the sieves was recorded, and the data were analyzed statistically using Sysgran software to determine mean sand grain size, sorting and skewness (Folk & Ward, 1957). Wave height (H_b) was visually estimated by measuring 12 breaking waves, and wave period (T_b) was recorded as the time interval between breakers. The physical variables were used to calculate the following indexes that describe beach morphodynamic type: Dean's parameter (Wright & Short, 1984); relative tide range (Masselink & Short, 1993); and beach index (McLachlan & Dorvlo, 2005).

The number of marine species recorded (termed marine species richness, MSR, showing inventory richness) is referred as the number of macrobenthic species

(excluding insects) collected in a standard transect survey across the intertidal zone. MSR, total density and taxonomic group density (ind.m⁻²) were plotted at Ceará state maps using the software Arcgis 9.3.

Data collected on density and richness did not meet assumptions of parametric ANOVA, and, therefore, nonparametric Kruskal-Wallis tests were used to compare these variables among morphodynamic types of beaches. Spearman's rank correlation was used to assess the relationships between grain size and longitude at Ceará coast. These analyses were performed using the software Statistica, v.7.0 (StatSoft, 2007).

Using the PRIMER package version 6 (Clarke & Gorley, 2006), the relationships between multivariate assemblage structure and environmental variables were assessed using the BIOENV and LINKTREE procedure (Clarke & Ainsworth, 1993). For estimation of the species richness, two non-parametric extrapolative estimators the first-order jackknife (Jack1) and Chao 1 were calculated and compared with the observed results.

All samples in this study were conducted in accordance with applicable federal and state laws (ICMBio 19017-1). The specimens were deposited in the scientific invertebrate collections of the Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) of the Universidade Federal do Ceará, in Fortaleza, Ceará, Brazil.

3 | RESULTS

Physical parameters

The sandy beaches of Ceará have morphodynamic conditions quite favorable to the establishment of benthic macrofauna. With exception of the urbanized Diários beach, the studied beaches present a dissipative macromareal pattern, with Beach Index (BI) > 2.3, smooth slope (<0.06), extensive intertidal zone (Width > 77m). The beaches presented a gradient of decreasing grain size from east (383 µm in Round) to the west (96 µm in Bitupita) (Table 1).

The Beach Index (BI) found were all above 2, with an average value of 2.5, which indicates a greater proximity to the dissipative macromareal beaches.

Beach	Beach width (m)	Beach Slope	Mean grain size (µm)	Wave height (cm)	Period (s)	Dean's parameter. (Ω)	RTR	BI
Redonda	147	0.03	383	41.8	5.0	1.5	7.9	2.4
Majorlândia	186	0.02	243	44.8	3.0	4.7	7.4	2.6
Canto Verde	123	0.04	203	37.5	10.2	1.4	7.7	2.4
Diogo	106	0.03	329	40.0	6.0	1.4	8.0	2.5
Iguape	173	0.02	291	82.0	7.0	2.9	3.7	2.6
Diários	55	0.09	262	100.0	10.0	2.8	3.1	2.0

Pecém	144	0.03	207	107.5	7.2	5.7	2.8	2.5
Paracuru	83	0.05	194	47.5	9.0	2.2	6.5	2.3
Flecheiras	159	0.03	181	50.0	6.3	3.6	5.8	2.6
Preá	77	–	173	35.0	4.4	3.9	8.9	-
Maceió	182	0.02	154	40.0	8.3	2.8	7.3	2.8
Bitupitá	288	0.01	96	10.0	4.4	3.0	31.0	3.0
Mean	144	0.03	226	53.0	6.7	3.0	8.3	2.5

Table 1: Environmental characteristics of the studied beaches (RTR - relative tide range; BI – beach index). Beaches ordered by increasing geographic longitude.

Considering that the RTR (Relative Tide Range) was higher than 3 in the studied beaches (in Pecém the RTR was 2.8, but will be considered equal to 3 by rounding), the tides have a greater contribution in the beach morphodynamics than the waves. Thus, the Dean (Ω) parameter alone does not reflect the conditions of the beach morphodynamics, so it is more appropriate to combine the RTR and Ω indexes to describe the morphodynamic features of the beach. According to these two indexes most of the studied beaches presents more dissipative character, as Pecem (dissipative); Majorlândia, Preá, Maceió (ultradissipative), and Bitupitá (flat tidal).

Figure 2 shows the RTR and Dean (Ω) values were plotted and it was observed that three beaches can be considered from low tide terrace (Redonda, Canto Verde and Diogo), four are low tide bar+rip (Diários, Paracuru, Flecheiras and Iguape), three are ultra-dissipative (Preá, Majorlândia and Maceió), a non-barred dissipative without a bank (Pecém) and a tidal flat (Bitupita).

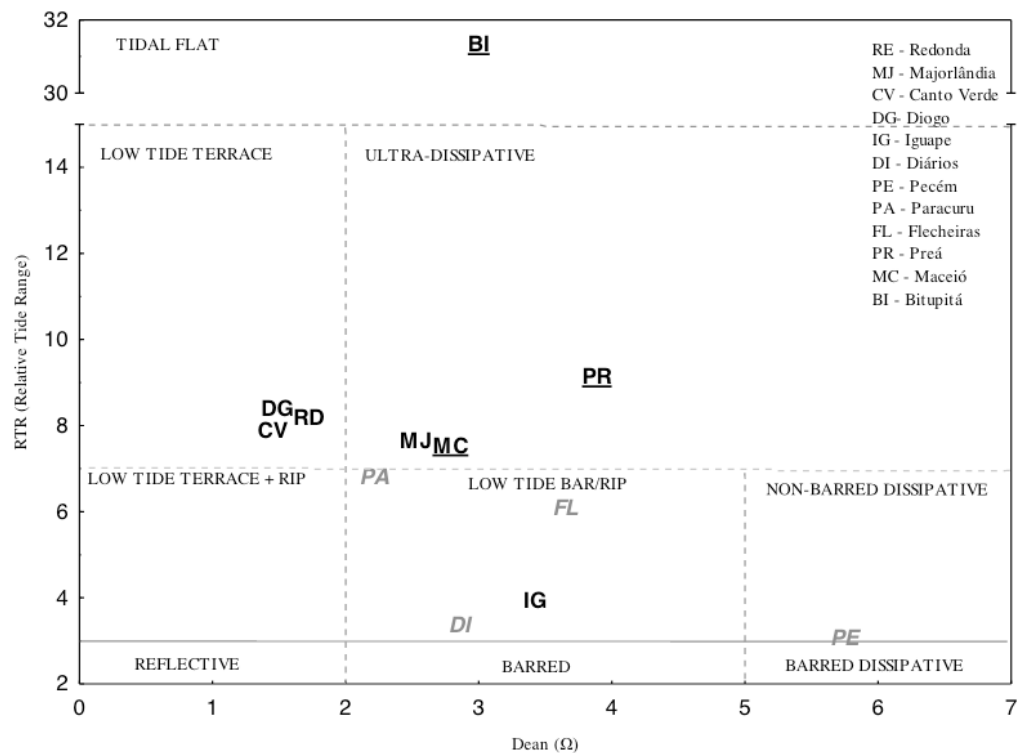


Figure 2: Scatter diagram of Dean parameter vs Relative Tide Range (RTR) according to Masselink e Short (1993) proposed model. In black letters are grouped east sector beaches; in gray letters are central-west beaches and in black underlining letters are extreme-west beaches.

The largest grain size was 383 μ in Redonda beach (extreme east) and the smallest grain size was 96 μ in the beach of Bitupitá (extreme west). By the linear regression analysis, there is a high correlation between the average grain size and the geographic longitude westward ($r^2= 0,67$; $p=0,0011$) (Figure 3).

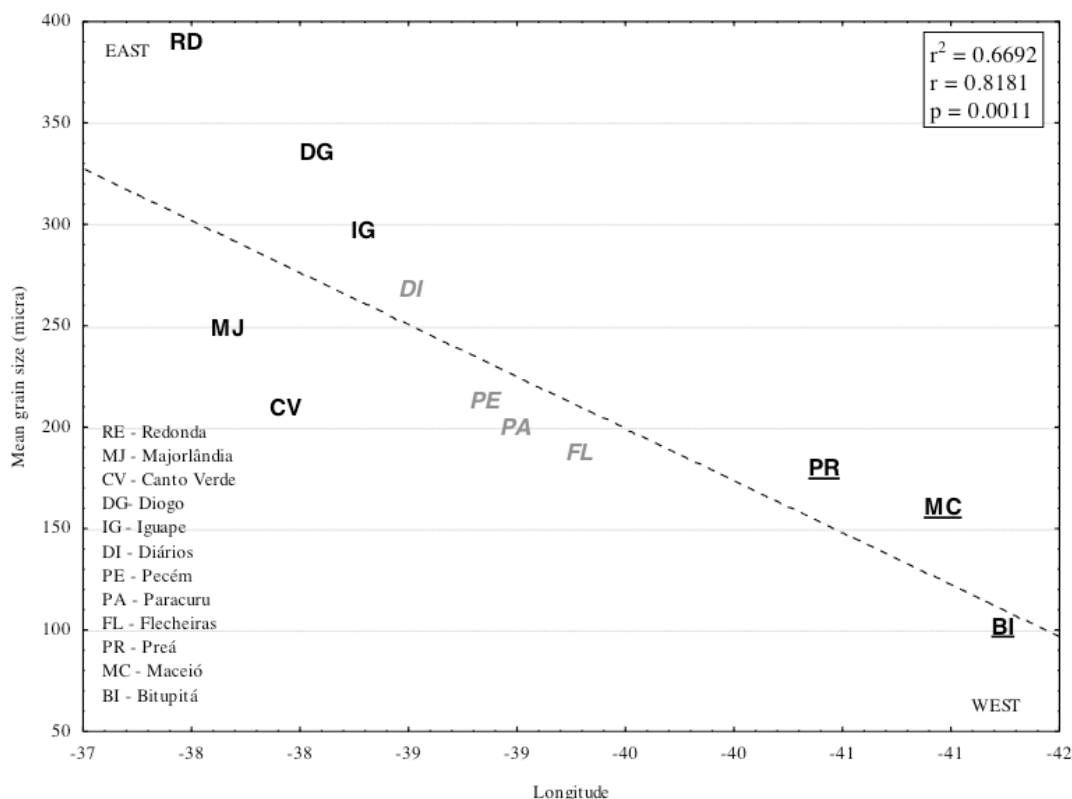


Figura 3: Linear-regression analyses of mean grain size and geographic longitude. In black letters are grouped east sector beaches; in gray letters are central-west beaches and in black underlining letters are extreme-west beaches. At upper right is present Spearman correlation analysis.

Benthic Macrofauna

Considering the 12 beaches, 6,064 individuals were collected representing 58 species (Table 2). The Pecém beach had the greatest abundance (1,780 individuals), followed by Maceió beach with 1,229 individuals. According to the number of macrobenthic species collected in a standard transect survey across the intertidal zone, MSR (marine species richness), Canto Verde beach had the highest mean value (14.0). Diários beach presented the lowest values of total richness (10) and MSR (5.3), in addition to the lower abundance and species density (Table 3).

Taxa	Redonda	Majorlândia	Canto Verde	Diogo	Iguape	Diários	Pecém	Paracuru	Flecheiras	Preá	Maceió	Bitupitá	Total Abundance
Polychaeta													
<i>Scolecopsis sp.</i>	13	4	62	1	1	10	1486	98	14	24	447	87	2247
<i>Paraonidae</i>	56	33	19	0	4	1	2	8	4	12	609	150	898

<i>Hemipodia Californiensis</i>	1	54	61	39	1	0	128	3	12	148	45	84	576
<i>Syllidae</i>	2	23	0	435	60	0	2	3	1	0	6	1	533
<i>Orbiniidae</i>	0	2	0	1	0	0	3	10	0	134	13	51	214
<i>Dispio sp.</i>	0	2	34	0	0	1	0	50	2	8	1	0	98
<i>Capitellidae</i>	1	0	0	0	0	0	1	20	0	2	0	4	28
<i>Onuphis cf eremita</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	11	15
<i>Lumbrineridae</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	2	3	8
<i>Spionidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	5
<i>Goniadidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
<i>Grubeulepis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	4
<i>Oeonidae</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	3
<i>Amphinomidae</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Nereididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Nephtyidae</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Pisione sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Paraonidae sp2</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Polidora sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Poliqueta</i>	1	4	2	6	1	0	2	3	0	2	5	0	26
Mollusca													
<i>Donax Striatus</i>	77	47	64	15	11	5	67	32	16	16	40	27	417
<i>Donax Gemmula</i>	43	18	39	9	0	3	4	0	17	139	43	39	354
<i>Donax Variabilis</i>	13	14	0	1	0	1	16	14	56	0	0	1	116
<i>Tivela Mactroides</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	9	6	7	24
<i>Olivella Minuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	16
<i>Strigilla Mirabilis</i>	2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	7
<i>Strigilla Pisiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Lepton Lepidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Abra Aequalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Anomalocardia Brasiliiana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Crustacea													
<i>Bowmaniella sp.</i>	0	0	12	38	13	0	6	0	5	0	0	0	74
<i>Excirolana Braziliensis</i>	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	1	0	38
<i>Bathyporeiapus Ruffoi</i>	0	0	0	0	3	0	29	0	0	0	0	0	32
<i>Metamysidopsis sp.</i>	0	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31
<i>Austinixa sp.</i>	0	4	0	0	0	1	2	11	0	2	6	4	30
<i>Bathyporeiapus Bisetosus</i>	0	0	1	7	1	0	11	3	0	0	0	0	23
<i>Cheus sp.</i>	0	0	17	1	1	0	0	0	0	0	0	0	19
<i>Excirolana Armata</i>	0	0	0	4	0	0	0	1	2	0	0	0	7
<i>Caridea</i>	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	4
<i>Brachyura</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	4
<i>Lepidopa sp.</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	4
<i>Phoxocephalopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	3
<i>Macrochiridotea sp.</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Callichirus Major s.l.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Promysis sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Corophiidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1

<i>Hyallidae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amphipoda</i>	0	0	6	8	0	2	6	3	13	0	0	0	38
<i>Mysidacea</i>	0	2	0	6	6	1	2	0	0	0	1	3	21
<i>Crustacea</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Isopoda</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	3
<i>Cumacea</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Echinodermata													
<i>Mellita</i> <i>Quinquiesperforata</i>	0	5	9	7	0	0	3	0	0	6	0	0	30
Others groups													
<i>Nemertea</i>	5	2	13	11	21	1	4	0	1	9	1	10	78
<i>Chaetognata</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sipuncula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Picnogonida</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Cephalochordata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Total	222	219	420	595	125	26	1780	289	145	517	1229	497	6064

Table 2: Benthic macrofauna species and their respective total abundances in the 12 beaches studied in the coast of Ceará.

	Beaches	MSR	N	S	DENS
EAST	Redonda	7.6±2.3	222	18	384.2±330.7
	Majorlândia	9.8±1.6	219	19	182.5±104.0
	Canto Verde	14.0±2.4	420	25	278.2±248.9
	Diogo	10.4±2.3	595	22	244.0±334.1
	Iguape	6.2±1.9	125	13	162.2±204.6
CENTRAL-WEST	Diários	5.3±0.6	26	10	28.3±34.5
	Pecém	11.2±1.5	1,780	24	745.5±1804.5
	Paracuru	13.2±2.0	289	24	133.9±126.8
	Flecheiras	7.2±2.0	145	13	57.9±77.4
EXTREME-WEST	Preá	11.2±1.6	517	17	218.4±128.4
	Maceió	10.0±1.2	1,229	18	572.8±406.2
	Bitupitá	13.0±1.6	500	24	190.1±240.8

Table 3: Biotic characteristics of the macrofauna community in the 12 studied beaches. Beaches ordered by increasing geographic longitude. MSR – mean and standard deviation of marine species richness per transect; N – total number of individuals; S – total number of species; DENS – mean and standard deviation of species density (ind m⁻²).

The total specific richness along the levels parallel to the water line collected had an increase in sites closer to the sea. The average number of species on all beaches at level 10 (closest to the sea) was 3 times higher than level 1. The increase in specific richness at the levels closer to the sea occurred in nine of the 12 beaches studied (Majorlândia, Canto Verde, Diogo, Pecém, Paracuru, Flecheiras, Preá, Maceió and

Bitupitá).

The total density of the main species along the perpendicular levels in the beaches of Ceará is shown in Figure 4. In the upper zone (levels 1 to 4), we observed the presence of polychaete spionids *Scolelepis* sp. and syllids on most beaches. Cirolanid crustaceans, such as *Excirolana armata* and *E. braziliensis*, although in occasional occurrences, also occupied this zone. Other polychaetes like paraonids and *Hemipodia californiensis*, occupy almost all the extension of the beach. Among the donacid bivalves, *Donax striatus* and *D. variabilis* manage to inhabit the entire length of the beach, while *D. gemmula* appears in the areas closest to the water. Other taxa were also typical of moist areas such as Nemertea, the polychaetes orbiniids and *Dispio* sp., amphipods *Bathyporeiapus ruffoi* and *B. bisetosus*, in addition to the mysidaceous *Bowmaniella* sp.

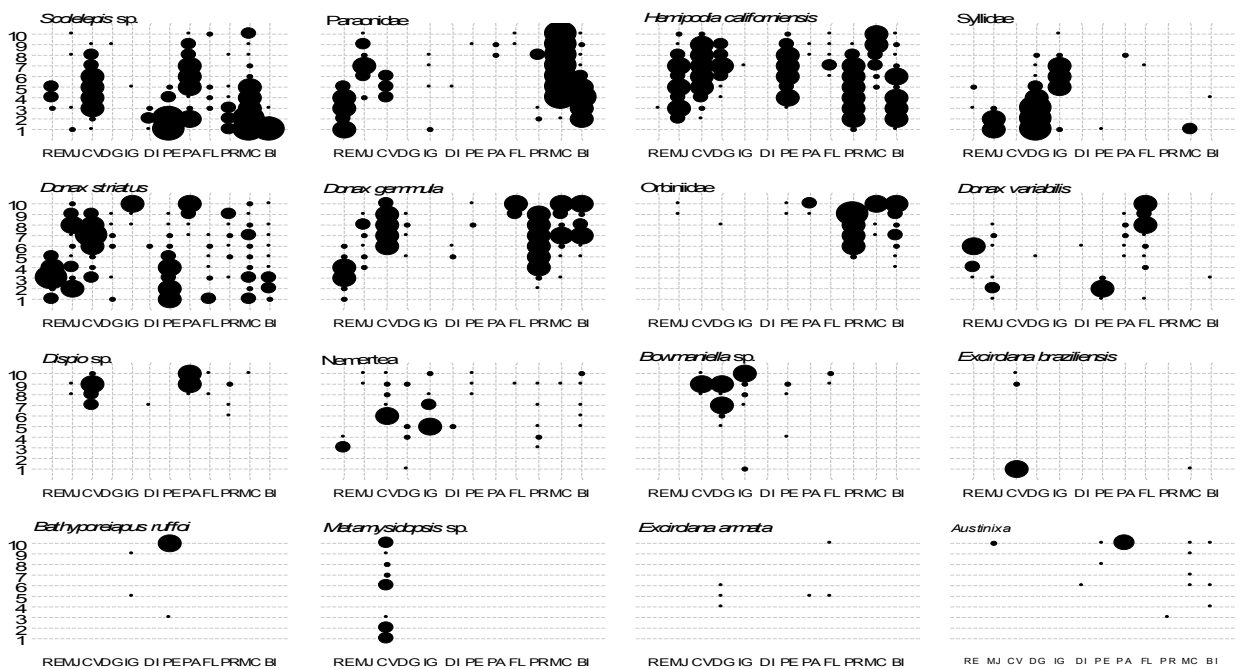


Figure 4: Zonation of 12 main species along the 12 studied beaches. Level 10 is closest to the sea. Beaches ordered by increasing geographic longitude. RE-Redonda, MJ-Majorlândia; CV-Canto Verde; DG-Diogo; IG-Iguape; DI-Diários; PE-Pecém; PA-Paracuru; FL-Flecheiras; PR-Preá; MC-Maceió; BI-Biupitá. Density classes: • 1-50 ind m² ● 50-100 ind m² ● 100-200 ind m² ● 200-1000 ind m².

The beaches that presented richness of more than 20 species were Canto Verde, Diogo, Pecém, Paracuru and Bitupitá, and three beaches presented richness (MSR) of more than 12 species: Canto Verde (East), Paracuru (Central West) and Bitupitá (Extreme-West). In the eastern sector, with beaches with larger grain size, the polychaetes had lower densities. In contrast, mollusks had the highest densities, especially in Redonda, Majorlândia and Canto Verde beaches. Crustaceans, although higher in number of species (22 species), had low densities all over the coast. These

invertebrates were practically absent on the beaches of the extreme west (Figure 5).

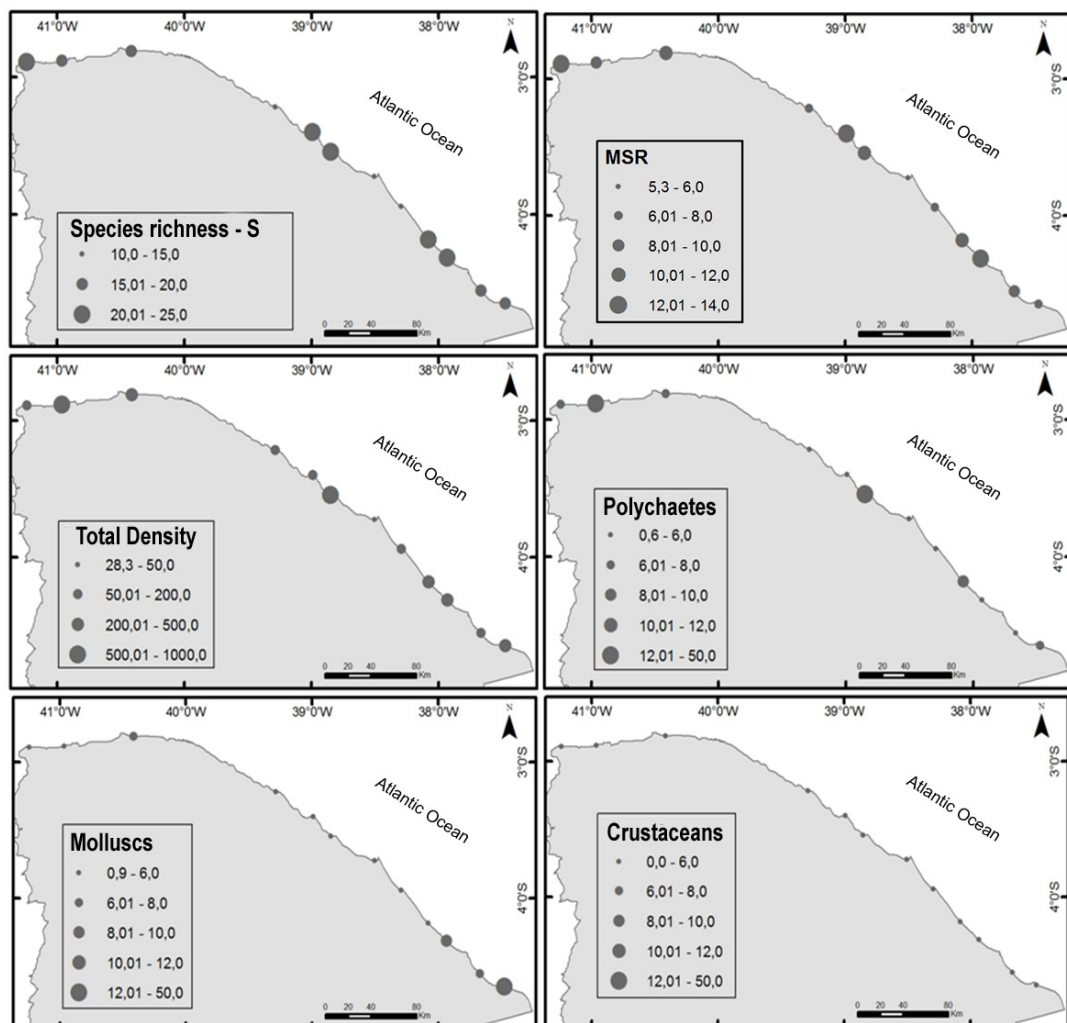


Figure 5: Map showing the 12 beaches studied across the coast of Ceará state. The total species richness (S); Marine Species Richness per transect (MSR), total density and densities of polychaetes, mollusks and crustaceans at each beach are represented.

Relationship between physical environment and benthic macrofauna

BIOENV analysis, using the Spearman correlation method, showed that grain size and slope together were the variables that best explained the differences in benthic macrofauna ($r = 0.353$). However, the low p values suggest a more cautious interpretation of the results.

The LINKTREE routine combines the environmental variables with the similarities between the benthic macrofauna generating a divisive grouping of the beaches in order to describe biological and environmental relationships more effectively. Unlike BIOENV, environmental variables are non-additive, conferring an advantage in identifying an important variable under one aspect of macrofauna distribution, although it does not explain others. BIOENV, on the other hand, examines the situation in a broad way. Under this analysis, an initial division (A) separated Diários beach from the others, due to being characterized by the low beach index ($BI < 1.99$); high slope (> 0.09) and small width beach ($< 55m$). The second division (B) separated beaches with different grain

sizes. The beaches with the largest grain size in descending order were Redonda, Diogo and Iguape (Grão > 290.8 μ) (east sector). The beaches with the finest sand grain (<242.8 μ) were Majorlândia and Canto Verde, both of the eastern sector, and all other beaches of the central-west and extreme-west sectors (Figure 7).

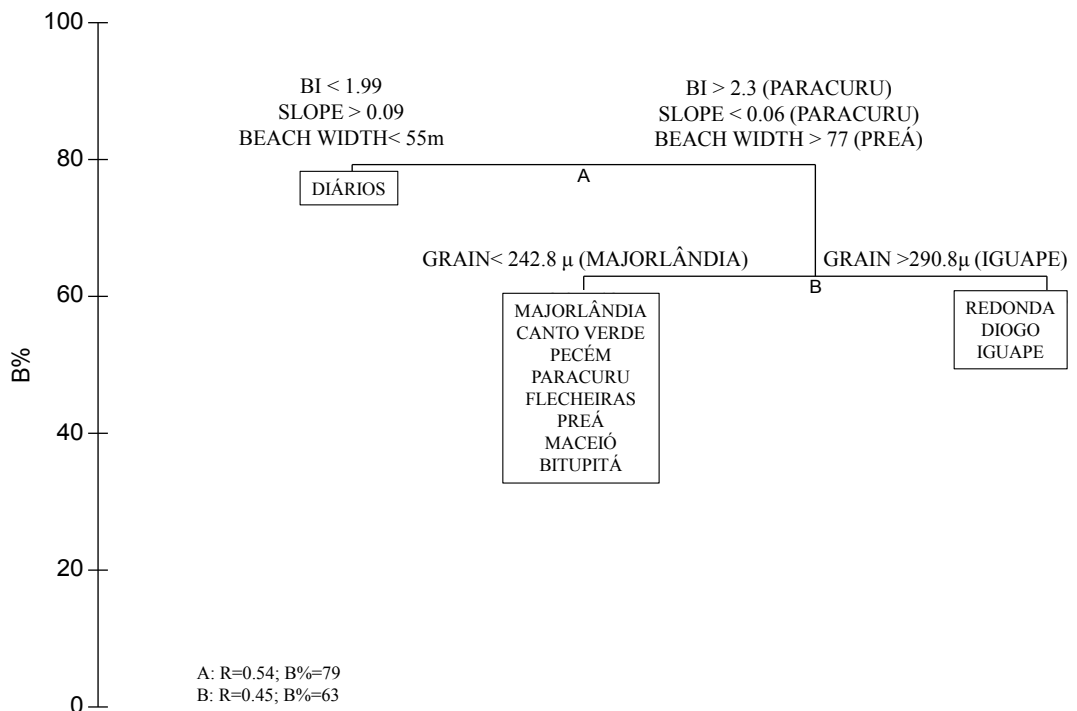


Figure 7: Linkage tree analysis (LINKTREE) showing divisive clustering of beaches from species compositions, arranged by inequalities on one or more abiotic variables. For each split (A and B), R is the optimal ANOSIM R value (relative subgroup separation). The B% statistic shows the absolute measure of group differentiation, and considers the ranks from the original resemblance data. The significant environmental variable(s) (SIMPROF, $p < 0.05$) that define each division are listed at each branching point. BI=beach index – Índice da Praia.

Two non-parametric estimators for species richness were calculated. The Jackknife 1 and Chao 1 indexes projected richness values higher than that observed on all beaches. According to these indexes, the richness of Ceará beaches would be between the lowest 15.9 (Flecheiras) and the highest 34.7 (Paracuru) by the Jackknife 1; and between the lowest 13.7 (Flecheiras) and the highest 62.5 (Diogo) according to Chao1 (Table 4). Thus, the observed macrofauna richness of the sandy beaches of Ceará is underestimated on average three times less than predicted. The extreme example was found at Diogo Beach, where the richness estimated by Chao 1 would be up to six times greater than that observed. The smallest differences were found in Prea beach, and even then, wealth would still be underestimated by almost two times less than the observed value.

Estimator	Beach	RE	MJ	CV	DG	IG	DI	PE	PA	FL	PR	MC	BI
	Observed MSR		7.6	9.8	14	10.4	6.2	5.3	11.2	13.2	7.2	11.2	10

Jacknife 1	27.5	25.8	32.8	31.8	17.8	15.7	33.8	34.7	15.9	20.9	25.8	32.8
Chao 1	31.5	22.1	33	62.5	25.5	28.0	28.9	48.5	13.7	18.5	42.5	56

Table 4: Values of observed marine species richness per transect (MSR) as well as the calculated Jackknife1 and Chao1 extrapolative estimators, in each studied beach.

RE-Redonda, MJ-Majorlândia; CV-Canto Verde; DG-Diogo; IG-Iguape; DI-Diários; PE-Pecém; PA-Paracuru; FL-Flecheiras; PR-Preá; MC-Maceió; BI-Bitupitá.

4 | DISCUSSION

Physical environment

The physical environment of the sandy beaches of Ceará can be characterized as follows: (1) there is a gradient of decrease in the grain size of the sand from the east to the extreme-west coast of Ceará; and (2) there is predominance of beaches with dissipative characteristics with BI Index > 2.3, smooth slope and wide beach width.

The detection of a clear gradient of decrease in grain size from the east to the west end of the Ceará coast is related to the types of adjacent coastal ecosystems. In the east coast, there is a great presence of beaches with cliffs, which are known to supply sediments of the beaches of Ceará. The beaches of this sector were characterized by coarse sand. In the west coast, dune fields are more frequent, and constitute a deposition zone that receives the finest sediments in the coastal drift (Bensi et al., 2005).

According to Pinheiro et al. (2016), the sediment size distribution along beaches of Ceará showed that fine sediments dominates 32% of the beaches, very fine sands occurs at 15% , while medium size sand is the most dominant on 45 % of Ceará beaches. In the present study, a decrease in sand grain size from the east to the extreme west of the coast of Ceará was evidenced, which is related to the types of adjacent coastal ecosystems and the longshore sand transport pattern.

On the west coast, the presence of fine sediments is associated with proximity to the mouths of river estuaries and mangroves (Bensi et al., 2005, Pinheiro et al 2016), that contribute to the most flat beaches observed in the extreme-west coast, such as Maceió and Bitupitá. Dune fields are also common in this sector, and constitute a deposition zone that receives the finest sediments in the coastal drift (Bensi et al., 2005). In the other hand, along east coast, there are significant higher grain size sediments originated by sand-clay cliffs. Besides, longshore sand transport is driven by east-southeast currents (Pinheiro et al., 2016), which contributes to remove fine sediments at east and deposit at extreme-west side. At extreme-west side, where the coastline has an east-west direction, the waves affect the coast in a right angle, the wind takes an offshore component, and the flow of water has a tendency to move away from the coast creating optimal conditions for sedimentation (Bensi et al., 2005).

The wave pattern observed in the present study (mean $H_b = 53\text{cm}$ and $t = 6.7\text{s}$) are within the characteristics expected for the coast of Ceará. According to Carvalho et al. (2008), 80% of the waves incident on the coast are sea waves ($1 \leq T \leq 9\text{ s}$) and 20% are swell waves, with periods $> 10\text{ s}$. The wave height is attenuated in embayed beaches and crossing longitudinal bars and rock outcrops (Pinheiro, et al., 2016).

Tides in Ceará are semidiurnal mesotidal with a maximum amplitude of 3.2 m (Morais, 1981; Maia, 1998). The studied beaches of Ceará had very similar tidal amplitudes (from 2.9m to 3.3m), so the variation in wave height seems to influence RTR values, and consequently their morphodynamics.

The incident waves at high tide and at low tide were also different along the studied beaches. At low tide, the swash acts gently on the intertidal zone, with a typical swash length of dissipative environments. Already at high tide, reflective wave-dominated conditions predominate with a high set-up of the swash and with waves breaking directly on the beach face. These morphodynamic conditions agree with the statements of Pinheiro et al. (2016).

The tides effect should be considered when establishing morphodynamic patterns on the sandy beaches of Ceará. Some researchers have already classified the morphodynamics of sandy beaches by the parameter Ω (Maia, 1998; Branco et al., 2005; Albuquerque et al., 2009; Dias & Rocha-Barreira, 2011; Moura, 2012). However, few studies have used the RTR, which considers the tidal effect, and which would be adequate for the Ceará coast (Albuquerque et al., 2009; Pinheiro et al., 2016).

A combination of the Dean (Ω) and RTR parameters was used to classify the 12 beaches studied in five distinct morphodynamic states: tidal flat, ultradissipative, dissipative, low tide terrace and low tide bar / rip. In all the beaches, beach index (BI) was superior to three, which indicates that the beaches present more dissipative conditions, with the smooth slope and width of the wide beach.

Latitudinal changes in climate cause changes in physical factors impinging on sandy beaches and the most significant change is an increase in wave energy from the tropics toward cold temperate areas, which causes a shift in beach type (McLachlan & Defeo, 2018). Despite these evidences, latitudinal patterns of beach morphodynamics should be considered with caution, since the selection of sampling sites and the particularities of beaches reported in different researches may lead to mistaken generalizations. According to Soares (2003) and McLachlan and Dorvlo (2005), tropical areas tend to have a greater proportion of marine biogenic calcareous sands and lower waves, which promotes a preponderance of reflective beach types. This argument may be valid on tropical beaches associated with coral reefs, which provide biogenic sediments. However, without biogenic reefs, dissipative beaches may predominate. Most of the sediments of the shallow internal continental shelf of Ceará have terrigenous origin, transported from the coastal plains and cliffs (Muehe, 2005). In this way, the predominance of dissipative conditions was already expected. Defeo and McLachlan (2013) argued that the trend of reflective beaches in tropical environments

might have no connection with latitudinal gradients, but only because of the choice of small, compartmentalized beaches and the presence of coral reefs that dissipate wave energy.

Another aspect contrary to this generalization is that according to the classification proposed by Masselink and Short (1993) beaches with $RTR > 3$, characteristically mesotidal and macrotidal beaches, reflective morphodynamic types are not contemplated. In these beaches, the reflective condition will occur only at the time of high tide.

Other tropical environments such as the northern region of Brazil also present beaches with dissipative character. Alves and El-Robrini (2004) and Monteiro et al. (2009) applied the RTR and Ω parameters to characterize the behavior of the macrotidal beach of Ajuruteua at Pará state, evidencing its dissipative slope.

Benthic macrofauna: spatial distribution

The occurrence of benthic macrofauna in Ceará beaches followed some patterns already reported by other authors (Rocha-Barreira et al., 2001; 2005; Viana et al., 2005). The spatial distribution of the benthic macrofauna of Ceará beaches is characterized by the preferential occurrence of mollusks and crustaceans in the eastern littoral and polychaetes on the western and extreme west coast.

Dexter (1992) evidenced the preference of polychaetes for more sheltered beaches. The polychaetes are more sensitive to changes in the state of the beach and are absent or rare in reflective beaches or of coarser granulometry. On low energy and fine sand coasts, polychaetes can be especially abundant and include predators, deposit feeders and suspensivores (Mclachlan and Defeo, 2013). On the coast of Ceará, the beaches with finer granulometry (extreme-west sector) presented high abundances of polychaetes, mainly *Scolelepis* sp., Paraonidae, Orbiniidae; *Hemipodia californiensis*.

Scolelepis spp. are abundant in intermediate and dissipative sandy beaches of all the continental coasts (Souza and Gianuca, 1995, Borzone et al., 1996, Barros et al., 2001, Queiroz 2006, Rodil et al., 2013). This polychaete was especially abundant on the beach of Pecém, the only beach considered properly dissipative. The occurrence of *Scolelepis* sp. in other beaches may have been limited by the high occurrence of the polychaete Paraonidae. An interspecific competition for space and food due to this co-occurrence may have limited the abundance of *Scolelepis* sp. on other beaches. Although the competition on sandy beaches is little evident, since most sandy-beach animals are opportunistic in their feeding and this decreases the likelihood of competition, there are some studies at fine scales under dissipative/sheltered conditions where competition has been indicated, if not conclusively demonstrated (Mclachlan & Defeo, 2018). Franklin Jr. (personal communication) also reported that Paraonidae were the most abundant and most frequent taxa on the shallow continental shelf west of Ceará. In the present study, the beaches adjacent to this region, such as Redonda, Maceió

and Bitupitá, presented high abundance of Paraonidae.

Olivella minuta was captured only at Paracuru Beach. This gastropod is common on sandy beaches protected by sandstone reefs on the coast of Ceará (Rocha-Barreira et al., 2001; 2005; Viana et al., 2005; Araújo and Rocha-Barreira, 2012). Paracuru Beach is a vast sandy beach interspersed with sandstone reef formations (Viana et al., 2005). This protection to the beach also favored the occurrence of several species, mainly polychaetes, which contributed to higher species richness of this beach. Other studies have also shown that the degree of protection on the beach favors the establishment of a diverse fauna on sandy beaches (Dexter, 1992).

In the present study, the occurrence of bivalves *Donax gemmula* and *Donax variabilis* was widely recorded. Barroso et al. (2013) only recently recorded the occurrence of *D. gemmula* for the sandy beaches of Ceará. The bivalve *D. variabilis*, despite having a record in the Malacological Collection Prof. Henry Ramos Mathews, of the Universidade Federal do Ceará, had not been reported on the sandy beaches of Ceará in previous studies. An analysis of the donacids cataloged in this malacological collection revealed that many of the individuals captured in Ceará were erroneously identified as *D. striatus*, being in fact specimens of *D. gemmula* and *D. variabilis*, contrary to the invasion hypothesis raised by Barroso et al. (2013).

Based on three extensive studies that are representative of a wide range of beaches (McLachlan & Jaramillo, 1995; McLachlan & Dorvlo, 2005; Defeo & McLachlan, 2005; 2013) that crustaceans typically correspond to half of the species on sandy beaches, followed by polychaetes and mollusks (McLachlan & Defeo, 2018). On the beaches of Ceará, however, they were represented by peracarids (especially isopods, amphipods, and mysids), but both abundance and species richness were not very representative. Crustaceans were practically absent on beaches with fine sediments, mainly in the western-western sector. Several authors, who reveal that crustaceans are common across all beach types and are usually dominant toward reflective beaches (Defeo et al., 1997; McLachlan and Brown, 2006), have already, recognized this pattern of occurrence. The highest richness and abundance of amphipods was found mainly at the swash zone, as postulated by Degraer et al. (2003).

The absence of the *Emerita portoricensis* in the samples of the 12 studied beaches reveals a marked decrease of its occurrence on the coast of Ceará. This sand crab was common in high abundances on beaches of Ceará, being exploited and consumed by fishing communities (personal observation). This species was frequent at the swash zone of Futuro beach (Rocha-Barreira et al., 2001). Therefore, a more detailed study is necessary to clarify the spatial distribution of this species and the causes of a possible population decline on the coast of Ceará.

Relationship between physical environment and benthic macrofauna

Considering the physical environment and the benthic macrofauna, two main

patterns can be summarized for the sandy beaches of Ceará: (1) Beach Index (BI), slope, beach width and sand grain size were environmental variables contributed to the macrofauna composition and distribution; and (2) the species richness of benthic macrofauna had intermediate values compared to the tropical patterns,

The sandy beaches of Ceará show morphodynamic conditions very favorable to the establishment of benthic macrofauna. Most of the beaches exhibited a dissipative type, with beach index $BI > 2.4$; slope < 0.04 , extensive intertidal zone (Width $> 77\text{m}$), as visualized through Linktree analysis. This pattern explains the greater similarities of macrofauna composition between dissipative beaches. Species richness increases in response to increasing tide range, increasing wave energy, decreasing sand particle size, and in flatter and wider beaches, meaning an increase as beaches become more tide dominated and/or dissipative (McLachlan & Defeo, 2018). Therefore, on the dissipative and/or macromareal beaches, the more stable substrate also promotes the presence of small and sedentary animals buried, enriching the typical mobile fauna of sandy beaches. Such characteristics both increase habitat complexity and species interaction.

The beach index is suggested in this study as the best in explaining macrofauna patterns in the coast of Ceará. This morphodynamic index was highlighted by the Linktree analysis to explain the macrofauna grouping, with the slope and width of the beach being also environmental variables important for the establishment of macrofauna. Brazeiro (2001) suggests that the changes in swash climate covary with changes in grain size and erosion-accretion dynamics, and given that cause-effect pathways between these factors and biological processes of the beach macrofauna. This author suggests the 'multicausal environmental severity' hypothesis, which proposes that the sum of the independent effects at least these three physical variables affect in the macrofauna distribution along the morphodynamic gradient.

Defeo and McLachlan (2013) compiled information from more than 200 sandy beaches around the world and explore latitudinal trends in species richness, abundance and biomass. The authors have shown that tides (i.e. tide range) explain the major part of these global patterns in species richness. As the most studies to be based in regions with similar tide range, the effect of the tide in the macrofauna establishment has largely been ignored by previous workers. The increasing tide range widens to beach and also moves different hydrodynamic zones (swash, surfing and shoaling waves) across the intertidal profile, thus reducing the amount of time waves can rework to given portion of the beach (Masselink, 1993) and inhibit the formation of nearshore bar morphology (Jackson et al., 2002). This study was not displayed the differential effect of the tides on the macrofauna, however its important role on the morphodynamics is evident. These results confirm the use of the RTR parameter in the definition of the types of sandy beaches in Ceará. Once the regular tidal variations determine the duration of air exposure intertidal zone, they define abiotic stress related to temperature, drying, insolation and salinity (Valdivia et al. 2011) for which benthic macrofauna must have

adaptations.

Defeo and McLachlan (2013) pointed out the need to gather additional information in the tropical region, where many studies have been deficient in coverage of macrofauna estimates and physical characteristics of the environment.

The sandy beaches of Ceará, due to low declivity, dissipative conditions, high tidal amplitude and high genetic pool, would be very favorable to the establishment of several species of benthic macrofauna. Several authors (Mclachlan & Dorvlo, 2005; 2007; Mclachlan & Defeo, 2013) have proposed such favoritism for the biota in sandy beaches, however, the results showed a species richness from moderate to low.

This study considered a maximum sampling area of 2.5 m² per beach studied. According to Jaramillo et al. (1995), sampling areas of 2% resulted in average 80% of the species present on the beach. The authors further claim that the total area needed to be sampled in macrofauna surveys to estimates of species richness depends on the beach type and tide range. Thus, macrotidal beaches, because they harbor more species, require a sampling effort of at least 5 m².

However, in practical terms, the sampling strategy on tropical meso and macrotidal beaches is different from temperate microtidal beaches. There is a limitation in field sampling time, which hinders a larger sample size to be collected. Another obstacle is that as tropical invertebrates tend to have a smaller body size (Mclachlan & Dorvlo, 2005), and therefore a 0.5 mm mesh is used for the separation of organisms from sediment, unlike 1mm mesh used on temperate beaches. The use of a smaller mesh causes a greater amount of sand also retained, which must be transported and sorted in the laboratory, increasing the time spent for macrofauna analysis.

Schooler et al. (2014) suggested the use of extrapolative species richness estimators to address these issues in comparing species richness results from two sampling designs that differed in area sampled for intertidal macroinvertebrates on exposed sandy beaches. Schoeman et al. (2008) demonstrate that the conventionally used S_{obs} (observed species richness) is statistically a poor (inaccurate) estimator of species richness, with the Jackknife1 estimator being the best estimator among all the estimators tested. Foggo et al. (2003) stated that in situations where sample effort was limited and to estimate regional diversity, Chao1 was the best estimator. Thus, as the species richness observed is almost always underestimated, and since it is not always possible to increase the sample effort, the use of extrapolation techniques has allowed a greater accuracy in the true species richness at regional scales (Foggo et al. 2003), as well as the sample size (Schoeman et al., 2008).

Although the sandy beaches of Ceará would be very favorable to the establishment of several species of benthic macrofauna, the species richness was low. The intertidal macrofauna of tropical regions is under great stress daily, being subjected very high variations in temperature and salinity. In the case of the beaches of Ceará, the diurnal spring tides occur around 10h-14h, exposing intertidal animals to extremes of temperature and insolation. Salinity may vary from zero during the rainy season to

40 after evaporation at low tide. Such conditions of intense semi-arid tropical heat, especially during tide variation, may limit the faunistic diversity.

In conclusion, we verified that the species richness of the sandy beaches of Ceará is physically controlled by easily recognized abiotic factors, such as grain size and slope. However, sandy beaches are highly variable and unique environments, so looking for a large scale pattern is challenging, since several factors are involved from the natural variability and the anthropogenic effects on the beaches to sampling difficulties and macrofauna estimates.

REFERENCES

- ALBUQUERQUE, M. G et.al. **Morfodinâmica da Praia do Futuro, Fortaleza-CE: uma síntese de dois anos de estudo.** Quaternary and Environmental Geosciences, v. 01, n. 2, p. 49-57, 2009.
- ALVES, M. A. M. S.; EL-ROBRINI, M. **Morphodynamics of a Macrotidal Beach: Ajuruteua, Bragança North Brazil.** Journal of Coastal Research, v. SI 39, p. 949-951, 2004.
- ARAÚJO, P. H. V.; ROCHA-BARREIRA, C. A. **Population dynamic and secondary production of *Olivella minuta* (Gastropoda: Olividae) on Sandy Beach in Northeastern Brazil.** Sociedad Malacológica de Chile (SMACH): Amici Molluscarum, v. 20, n. 1, p. 7-15, 2012.
- BARROS, F.; BORZONE, C. A.; ROSSO, S. **Macroinfauna of Six Beaches near Guaratuba Bay, Southern Brazil.** Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 44, n. 4, p. 351-364, 2001.
- BARROSO, C. X. et al. **An extended geographical distribution of *Donax gemmula* Morrison, 1971 (Bivalvia: Donacidae): new record from the Brazilian Northeastern coast.** Check List, v. 9, n. 5, p. 1087-1090, 2013.
- BENSI, M.; MARINHO, R. A.; MAIA, L. P. **Clima de ondas e sua implicação com a erosão costeira ao longo do Estado do Ceará.** Congresso de Engenharia de Pesca. Fortaleza, CE: CONBEP: 802-815 p. 2005.
- BORZONE, C. A.; SOUZA, J. R. B.; SOARES, A. G. **Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches.** Revista Chilena de Historia Natural, v. 69, p. 565-577, 1996.
- BRANCO, M. P. N. C. et al. **Morfodinâmica das Praias Arenosas à Barlamar e à Sotamar do Promontório Ponta do Iguape – Estado do Ceará - Brasil.** Revista de Geologia, v. 18, n. 2, p. 215-229, 2005.
- BRAZEIRO, A. **Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors?** Marine Ecology-Progress Series, v. 224, p. 35-44, 2001. ISSN 0171-8630. Disponível em: <<Go to ISI>://000173683900003 >.
- CARVALHO, A. M. et al. **Eolianitos de Flecheiras/Mundaú, Costa Noroeste do Estado do Ceará, Brasil - Registro ímpar de uma paleo-sistema eólico costeiro.** In: WINGER, M. et al (Ed.). Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil. Brasília: CPRM, v.2, 2008. p. 121-130.
- CLARKE, K. R.; AINSWORTH, M. **A method of linking multivariate community structure to environmental variables.** Marine Ecology-Progress Series, v. 92, p. 205-205, 1993.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER v6: user manual/tutorial computer program.** 2006.

DEFEO, O. et al. **Is Sandy Beach Macrofauna Only Physically Controlled? Role of Substrate and Competition in Isopods.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 45, p. 453-462, 1997.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. **Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis.** Marine Ecology-Progress Series, v. 295, p. 1-20, 2005. ISSN 0171-8630. Disponível em: <<Go to ISI>://000230671800001 >.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. **Global patterns in sandy beach macrofauna: Species richness, abundance, biomass and body size.** Geomorphology, v. 199, p. 106-114, 2013.

DEFEO, O.; LERCARI, D.; GOMEZ, J. **The role of morphodynamics in structuring sandy beach populations and communities: what should be expected?** Journal of Coastal Research, p. 352-362, 2003.

DEGRAER, S.; VOLCKAERT, A.; VINCX, M. **Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 56, n. 3-4, p. 459-468, 2003. ISSN 02727714.

DEXTER, D. M. **Sandy beach community structure: the role of exposure and latitude.** Journal of Biogeography, v. 19, p. 59-66, 1992.

DIAS, I. C. C. M.; ROCHA-BARREIRA, C. A. **Morphodynamic Behavior of Taíba Beach, Northeast Brazil.** Journal of Integrated Coastal Zone Management, v. 11, n. 4, p. 421-431, 2011.

FOGGO, A. et al. **Estimating marine species richness: an evaluation of six extrapolative techniques.** Marine Ecology Progress Series, v. 248, p. 15-26, 2003.

FOLK, R. L.; WARD, W. C. **Brazos river bar: a study of significant of grain size parameters.** J. Sediment. Petrol., v. 27, p. 3-26, 1957.

IPECE- Instituto de pesquisa e estratégia econômica do Ceará. **Ceará em números 2013.** <http://www.ipece.ce.gov.br/categoria5/ceara-em-numeros>. Accessed 10 Nov 2013.

JACKSON, Nancy L. et al. **'Low energy' sandy beaches in marine and estuarine environments: a review.** Geomorphology, v. 48, n. 1-3, p. 147-162, 2002.

JARAMILLO, E.; MCLACHLAN, A.; DUGAN, J. **Total sample area and estimates of species richness in exposed sandy beaches.** Marine Ecology Progress Series, v. 119, p. 311-314, 1995.

MAIA, L. P. **Procesos costeros y balance sedimentario a lo largo de Fortaleza (NE- Brasil): Implicaciones para una gestión adecuada de la zona litoral.** 1998. 256 (Tese de Doutorado). Universidade de Barcelona, Barcelona.

MASSELINK, G.; SHORT, A. D. **The Effect of Tide Range on Beach Morphodynamics Morphology: A Conceptual Beach Model.** Journal of Coastal Research, v. 9, n. 3, p. 785-800, 1993.

MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. **Coastal beach ecosystems.** Encyclopedia of biodiversity, v. 1, p. 741-751, 2001.

MCLACHLAN, Anton; DEFEO, Omar. **The ecology of sandy shores.** Academic Press, 2018.

MCLACHLAN, A.; DORVLO, A. **Global Patterns in Sandy Beach Macrobenthic Communities.** Journal of Coastal Research, v. 214, p. 674-687, 2005. ISSN 0749-0208/1551-5036.

MCLACHLAN, A.; DORVLO, A. **Species – area relationships for sandy beach macrobenthos in the context of intertidal width.** Oceanologia, v. 49, n. 1, p. 91-98, 2007.

- MONTEIRO, M. C.; PEREIRA, L. C. C.; OLIVEIRA, M. O. **Morphodynamic Changes of a Macrotidal Sand Beach in the Brazilian Amazon Coast (Ajuruteua-Pará)**. Journal of Coastal Research, v. SI 56, p. 103-107, 2009.
- MORAIS, J. O. et al. Ceará. **Erosão e progradação do litoral brasileiro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 132-154, 2006.
- MORAIS, J. O. et al. **Erosão Costeira em Praias Adjacentes às Desembocaduras Fluviais: O Caso de Pontal de Maceió, Ceará, Brasil**. Gestão Costeira Integrada, v. 8, n. 2, p. 61-76, 2008.
- MORAIS, J. O. **Evolução sedimentar da enseada do Mucuripe**. Arq Cienc Mar, v. 21, p. 20-32, 1981.
- MOURA, M. R. **Aspectos climáticos versus variação sazonal do perfil morfodinâmico das praias do litoral oeste de Aquiraz, Ceará, Brasil**. Revista Brasileira de Climatologia, v. 11, p. 208-222, 2012.
- MUEHE, D. **Aspectos gerais da erosão costeira no Brasil**. Mercator, v. 4, n. 7, 2005.
- PINHEIRO, L. S; MORAIS, J. O.; MAIA, L. P. **The beaches of Ceará**. In: Brazilian Beach Systems. Springer, Cham, 2016. p. 175-199.
- QUEIROZ, L. R. **Variação espaço-temporal da biomassa macrofaunal bentônica da zona de varrido da praia do Cassino – RS, Brasil**. 2006. (Dissertação de mestrado). Pós-graduação em Oceanografia biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- ROCHA-BARREIRA, C. D. A.; MONTEIRO, D. O.; FRANKLIN-JUNIOR, W. **Macrofauna bentônica da faixa entremarés da praia do Futuro, Fortaleza, Ceará, Brasil**. Arquivos de Ciências do Mar, v. 34, p. 23-38, 2001. ISSN 0374-5686.
- ROCHA-BARREIRA, C. A. et al. **Levantamento da macroinfauna bentônica de ambientes inconsolidados do estado do Ceará: faixa entremarés de praias arenosas**. Programa Ecológico e Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará, p.144 p. 2005
- RODIL, I. F.; COMPTON, T. J.; LASTRA, M. **Geographic variation in sandy beach macrofauna community and functional traits**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 150, p. 102-110, 2014.
- SCHLACHER, T. A. et al. **Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts**. Marine Ecology-an Evolutionary Perspective, v. 29, n. Suppl. 1, p. 70-90, Jul 2008. ISSN 0173-9565. Disponível em: <<Go to ISI>://000256446800010 >.
- SCHOEMAN, D. S.; NEL, R.; SOARES, A. G. **Measuring species richness on sandy beach transects: extrapolative estimators and their implications for sampling effort**. Marine Ecology, v. 29, n. Suppl. 1, p. 134-149, 2008.
- SCHOOLER, Nicholas K.; DUGAN, Jenifer E.; HUBBARD, David M. **Detecting change in intertidal species richness on sandy beaches: calibrating across sampling designs**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 150, p. 58-66, 2014.
- SOARES, A. G. **Sandy beach morphodynamics and macrobenthic communities in temperate, subtropical and tropical regions - A macroecological approach**. 2003. 171 p. Ph.D. thesis, Faculty of Science, University of Port Elizabeth, South Africa.
- SOUZA, J. R. B.; GIANUCA, N. M. **Zonation and seasonal variation of the intertidal macrofauna on a sandy beach of Parana State, Brazil**. Scientia Marina, v. 59, n. 2, p. 103-111, 1995.
- STATSOFT, INC. **Statistica (data analysis software system)**, version 7. 2007. <www.statsoft.com>

VALDIVIA, N. et al. **Variation in Community Structure across Vertical Intertidal Stress Gradients: How Does It Compare with Horizontal Variation at Different Scales?** PLoS One, v. 6, n. 8, p. e2462, 2011.

VIANA, M. G.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; GROSSI HIJO, C. A. **Macrofauna bentônica da faixa entremarés e zona de arrebenção da praia de Paracuru (Ceará-Brasil).** Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology, v. 9, n. 1, p. 75-82, 2005.

WRIGHT, L. D.; SHORT, A. D. **Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis.** Marine Geology, v. 56, p. 93-118, 1984.

OS OBJETIVOS DA AGENDA AMBIENTAL PORTUÁRIA COMO INSTRUMENTOS DE ARTICULAÇÃO ENTRE GESTÃO AMBIENTAL PORTUÁRIA E GERENCIAMENTO COSTEIRO: AÇÕES DESENVOLVIDAS NO PORTO DE SUAPE (PERNAMBUCO)

Sara Cavalcanti Wanderley de Siqueira

Universidade Federal de Pernambuco
Recife - Pernambuco

Danielle Cássia dos Santos

Suape - Complexo Industrial Portuário
Governador Eraldo Gueiros
Recife – Pernambuco

Thaís de Santana Oliveira

Suape - Complexo Industrial Portuário
Governador Eraldo Gueiros
Recife – Pernambuco

Ingrid Zanella Andrade Campos

Queiroz Cavalcanti Advocacia
Recife – PE

Daniele Laura Bridi Mallmann

Suape - Complexo Industrial Portuário
Governador Eraldo Gueiros
Recife – Pernambuco

Matheus Aragão de Melo Gusmão

Suape - Complexo Industrial Portuário
Governador Eraldo Gueiros
Recife – Pernambuco

e remediação de tais impactos. As Agendas Ambientais Portuárias constituem um eficiente instrumento de gestão, contribuindo para a adequação das atividades portuárias aos regulamentos ambientais. As ações previstas no Plano de Ações contido na Agenda Ambiental Portuária de Suape têm como objetivo o desenvolvimento adequado das atividades portuárias, contemplando um dos princípios básicos do gerenciamento costeiro, em que as demandas associadas à economia da região são atendidas, sem desconsiderar os aspectos ambientais e sociais. O Porto de Suape atende aos seis objetivos principais estimados nas Agendas Ambientais Portuárias, não apenas no quesito de atendimento à legislação vigente, como também na adoção de boas práticas ambientais. Entretanto, esforços e investimentos são fundamentais para que as ações associadas à Gestão Ambiental Portuária continuem sendo executadas e aprimoradas.

PALAVRAS-CHAVE: Controle ambiental; zona costeira; operações portuárias; impactos ambientais

THE PORT ENVIRONMENTAL AGENDA'S
OBJECTIVES AS INSTRUMENTS OF
ARTICULATION BETWEEN PORT
ENVIRONMENTAL MANAGEMENT

RESUMO: A atividade portuária, apesar de essencial do ponto de vista econômico, está associada a uma série de impactos ambientais. A existência de ecossistemas com elevados graus de sensibilidade ecológica na região do Porto de Suape ressalta a necessidade de ações de identificação, controle, prevenção

AND COAST MANAGEMENT: ACTIONS DEVELOPED AT SUAPE PORT (PERNAMBUCO)

ABSTRACT: Port activity, in spite of being essential to economic wealth, it's linked to several environmental impacts. Existence of sensible ecological ecosystems within SUAPE Port Area highlights the need for identifying, controlling, preventing and remediation of such impacts. Port Environmental Agendas play an efficient role as management tools, aiding port activities to fulfil environmental legal requirements. Action Plan's scheduled tasks detailed by SUAPE Port Environmental Agenda aims port activities' suitable development, including an Coastal Management basic pillar, when local economical demands are provided, taking into account social and environmental aspects as well. SUAPE Port accomplish six main goals planned by Enviromental Agendas, concerning to regulatory issues as well as environmental benchmarks choices. However, efforts and investment are essential to carry out and improve Port Environmental Management Measures.

KEYWORDS: environmental control; coastal zone; port operations; environmental impacts

1 | INTRODUÇÃO

Os portos desempenham um importante papel no desenvolvimento econômico de um país. Por outro lado, são considerados uma fonte potencialmente poluidora. A implantação de portos em áreas costeiras sensíveis e ecologicamente relevantes, bem como as atividades neles desenvolvidas, contribui para que os impactos estruturais e/ou operacionais sejam inerentes às instalações (ANTAq, 2011a).

É nesse contexto que surge a Gestão Ambiental Portuária (GAP), responsável pela implantação e aprimoramento contínuo de conformidades ambientais, tanto aquelas previstas em leis, como as previstas em outros dispositivos reguladores ambientais. Cabe à GAP as ações de identificar, prevenir, controlar e remediar os impactos ambientais (ANTAq, 2011a). Nesse contexto, são direcionados esforços a fim de que as atividades portuárias sejam desenvolvidas com a menor interferência possível na qualidade ambiental do local em que o porto está inserido e em suas adjacências, esforços estes normalmente associados ao Porto organizado.

No intuito de ampliar as ações de GAP para além destes limites e integrá-las ao gerenciamento costeiro, considerando as inter-relações dos portos com o ambiente costeiro/marinho (Campos, 2017; MMA, 2015), surgiram as Agendas Ambientais Portuárias (ANTAq, 2011b). As Agendas Ambientais Portuárias (AAPs), documentos previstos na Resolução CIRM-06/1998, constituem um instrumento de planejamento e gestão que permite o desenvolvimento da atividade portuária levando-se em consideração os aspectos e impactos da mesma, alinhando-se com os programas de gestão ambiental e ações que contribuam para a manutenção da qualidade ambiental

do meio em que o Porto está inserido.

As AAPs têm como objetivo estabelecer os compromissos da atividade portuária com as políticas ambientais (Campos, 2017), orientando-se ainda pelas convenções internacionais as quais o Brasil é signatário e pelo Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, em que consta o planejamento integrado da utilização sustentável dos recursos costeiros, visando o ordenamento da ocupação dos espaços litorâneos. Para tanto, são estabelecidos seis principais objetivos (ANTAQ, 2011b).

A metodologia adotada para a construção da AAP de Suape foi baseada nas diretrizes e orientações da Cartilha Ambiental desenvolvida pela ANTAQ. Logo, foram reunidas informações sobre a realidade local do Porto de Suape, visando a sua caracterização e elaboração de diagnóstico participativo para a construção do cenário futuro rumo ao desenvolvimento sustentável desejado. Foram realizadas reuniões objetivando a discussão sobre o meio ambiente portuário e a construção de uma agenda participativa e multidisciplinar, gerando uma relação entre os atores envolvidos e permitindo uma melhoria na comunicação e relação entre eles e com a autoridade portuária. Foram convocados a participar das reuniões os principais agentes intervenientes nas atividades do porto de Suape, havendo colaboração de entidades públicas e privadas. Por fim, houve a elaboração de um Plano de Ação (dividido em ações a serem desenvolvidas em prazo curto, médio e longo – 2, 4 e 8 anos) (SUAPE, 2018).

Neste contexto, o presente estudo visa analisar o grau de aderência das práticas desenvolvidas pelo Porto de Suape (Pernambuco) aos objetivos das AAPs.

2 | METODOLOGIA

O Porto de Suape está localizado na região nordeste do Brasil, no litoral sul do estado de Pernambuco, município de Ipojuca, distando cerca de 40 km da capital, Recife. A área portuária possui como coordenadas 08° 23' 50" S de latitude e 34° 58' 41" W de longitude e está inserida no Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), o qual ocupa uma área total de 13.500 há (SUAPE, 2017). Os principais ecossistemas existentes na área do CIPS incluem manguezais, recifes de arenito, recifes de coral, estuários, ilhas, remanescentes da Mata Atlântica, praias arenosas, restingas, prados de gramas marinhas e costões rochosos (Mallmann e Araújo, 2011)



Figura 1. Localização da área de estudo (FONTE: SUAPE, 2017)

Na execução do estudo, buscou-se compilar as ações de GAP já conduzidas pelo Núcleo Ambiental do Porto de Suape com interface com os objetivos das AAPs e com o plano de ação da sua Agenda Ambiental, finalizada no corrente ano e cujo plano de ação ainda não teve sua execução oficialmente iniciada. O levantamento das ações foi feito por meio de buscas nos registros do Porto, bem como por meio de *brainstorm* do qual participaram os autores, em sua maioria, membros do Núcleo Ambiental. Foram utilizados os conceitos da Cartilha Agendas Ambientais Portuárias, elaborada pela Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAq) e considerados os seis macro objetivos do documento, a saber:

- I. Promover o controle ambiental da atividade portuária;
- II. Inserir as atividades portuárias no âmbito do Gerenciamento Costeiro;
- III. Implementar unidades de Gerenciamento Ambiental nos portos organizados;
- IV. Implementar setores de Gerenciamento Ambiental nas instalações portuárias fora do porto organizado;
- V. Regulamentar procedimentos da operação portuária, adequando-os aos padrões ambientais; e
- VI. Capacitar recursos humanos para a gestão ambiental portuária.

Mediante o levantamento das ações e sua comparação com os objetivos das AAPs, foi feita uma análise qualitativa e estabelecido o grau de atendimento em cada linha de ação, bem como identificadas áreas/pontos que requerem maior atenção. Os resultados são apresentados a seguir, na forma de ações executadas e metas para cada objetivo supracitado.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Objetivo I: Promover o controle ambiental da atividade portuária. Como ações já executadas, destaca-se o atendimento a requisitos legais, através da implantação e execução de diversos Programas ambientais, tais como o Monitoramento Ambiental (que visa analisar a qualidade da água, do sedimento e caracterizar a biota marinha/estuarina, incluindo espécies exóticas), o Monitoramento de Ruídos, o Monitoramento Meteoceanográfico, a Auditoria Ambiental, o Monitoramento de Qualidade de Água Potável, o Monitoramento de Canaletas Pluviais, Monitoramento de Qualidade do ar e Monitoramento Ambiental de Obras; a fiscalização ambiental de operações de carga, descarga e transbordo, em que tais operações portuárias são analisadas a fim de verificar se há alguma irregularidade e quais as providências imediatas a serem tomadas; e a manutenção de um banco de dados ambientais temáticos.

Como pendências/metras, tem-se: a intensificação das rotinas de fiscalização, melhorias no registro e análise de não-conformidades e a integração e espacialização dos bancos de dados temáticos.

Objetivo II: Inserir as atividades portuárias no âmbito do Gerenciamento Costeiro. Como ações já executadas, destaca-se a representação do Núcleo Ambiental na revisão do Plano de Desenvolvimento e Zoneamento (PDZ) e oficinas dos planos de manejo de Unidades de Conservação marinhas de Pernambuco; elaboração das AAPs (local e institucional); disponibilização de dados meteoceanográficos para instituições interessadas em estudos/projetos na costa. Como pendências/metras, tem-se a divulgação dos dados ambientais do Porto; a integração dos Sistemas de Monitoramento do Porto e de outros órgãos estaduais; ampliação do olhar do Porto para além da sua poligonal; a compatibilização das atividades portuárias com as políticas estaduais de Gerenciamento Costeiro e a execução dos planos de ação elaborados no contexto das AAPs, a serem executados em prazos estimados de 2, 4 e 8 anos.

Objetivo III: Implementar unidades de Gerenciamento Ambiental nos portos organizados. Como ações já executadas, destaca-se a criação de Núcleo Ambiental, com dotação orçamentária e profissionais formados na área ambiental (Biologia, Gestão Ambiental, Geografia, Oceanografia e Engenharia Ambiental). Como pendência/metras, busca-se a ampliação do quadro técnico do Núcleo.

Objetivo IV: Implementar setores de Gerenciamento Ambiental nas instalações portuárias fora do porto organizado. Como ações já executadas, destaca-se o acompanhamento periódico da conformidade legal e boas práticas pelas empresas do Porto Organizado, estimulando-as a manterem em seus quadros profissionais dedicados à Gestão Ambiental. Como pendências/metras, destacam-se a ampliação da prática para além dos limites do Porto, contemplando os Terminais de Uso Privado (TUPs).

Objetivo V: Regulamentar procedimentos da operação portuária, adequando-os aos padrões ambientais. Como ações já executadas, destaca-se o desenvolvimento de

Procedimento Operacional Padrão (POPs) com operadores/terminais para atividades impactantes, tais como a retirada de resíduos de embarcações e a operação de clíiquer; publicação de portarias que normatizam aspectos como descarga de água de lastro, limpeza, pintura e manutenção de embarcações, abastecimento de água e combustível e uso de barreiras sanitárias; atualização do Regulamento de Exploração do Porto, contemplando a questão ambiental em todos os procedimentos regulados e a elaboração de manual de fiscalização ambiental. Como pendências/metras, tem-se a normatização de outras atividades consideradas impactantes.

Objetivo VI: Capacitar recursos humanos para a gestão ambiental portuária. Como ações já executadas, destaca-se o treinamento do Núcleo Ambiental contemplando temas como legislação ambiental, sistemas de gestão, qualidade ambiental, resposta a emergências, entre outros, com carga horária de 24h/ano/profissional, no mínimo. Como pendências/metras, busca-se a manutenção e intensificação da rotina de capacitação do Núcleo; a realização de visitas técnicas e a intensificação da cooperação existente com núcleos ambientais de outros Portos.

As ações levantadas demonstram que Suape trabalha de forma atenta aos aspectos ambientais de sua atividade, indo além da conformidade legal e normatizando aspectos não contemplados nos dispositivos legais vigentes, além de adotar boas práticas. As pendências/metras incluem, além da manutenção das ações ora desenvolvidas, a ampliação da visão para além dos limites do Porto, a incorporação definitiva da questão ambiental a todos seus processos e, prioritariamente, a execução do plano de ação estabelecido na AAP.

4 | CONCLUSÃO

Suape demonstra estar em consonância com o que preza sua Agenda Ambiental Portuária, se adequando ainda ao Plano de Ação Federal para a Zona Costeira 2017-2019 com relação às responsabilidades socioambientais dos Portos brasileiros. A execução do Plano de Ação que consta na sua Agenda, cujos horizontes contemplam curto, médio e longo prazos (2, 4 e 8 anos), constitui um compromisso pactuado diante da sociedade entre Autoridade Portuária, órgãos fiscalizadores/reguladores e prestadores de serviço com a qualidade ambiental na sua área de influência. A execução das ações nele previstas constitui um marco na articulação entre Gerenciamento Costeiro e Gestão Ambiental Portuária. Apesar das dificuldades previstas, tais como a obtenção de recursos, a mudança da cultura institucional, o fortalecimento do Núcleo Ambiental, entre outras, a melhoria da imagem da organização, da eficiência e da segurança na prestação de serviços, a redução de custos socioambientais, o aumento da competitividade e a redução dos riscos justificam, inequivocamente, esforços e investimentos depositados na execução desse plano de ação.

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAq), 2011a. **O Porto Verde: Modelo Ambiental Portuário** / Agência Nacional de Transportes Aquaviários. – Brasília. 110p. ISBN (978-85-64964-01-3)

Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAq), 2011b. **Agendas Ambientais Portuárias**. Série Cartilhas Ambientais Portuárias. Brasília – DF.

Brasil, 1998. **Resolução Nº 006/98/CIRM**. Aprova a Agenda Ambiental Portuária, elaborada e aprovada no âmbito do GI-GERCO. Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar.

Campos, I.Z.A., 2017. Cap. XVII - **O Direito Ambiental Portuário: Licenciamento e Obrigações Ambientais**. Em: Silva, F.C.M. Manual de Direito Portuário. 2ed – São Paulo. Editora Intelecto. p. 340-374.

Mallmann, D.L.B. e Araújo, T.C.M., 2011. **Atlas de Sensibilidade Ambiental ao Óleo do litoral de Pernambuco – Bacia Pernambuco – Paraíba**. Recife. 208 p.

Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2015. (Ed.). Pereira, F.C.; Oliveira, M.R.L. de (Orgs.). **Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro: 25 anos do gerenciamento costeiro no Brasil**. Brasília: MMA, 2015. 181p.

SUAPE, 2017. **Plano de Desenvolvimento e Zoneamento – Porto de Suape - Diagnóstico**.

SUAPE, 2018. **Agenda Ambiental Local do Porto de Suape**. 1ª ed. Ipojuca – PE.

ANÁLISE POR SENSORIAMENTO REMOTO DE ÁREAS SOB EROSÃO EM MANGUEZAIS E SISTEMAS COSTEIROS NO MUNICÍPIO DE APICUM AÇU, ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL- APA- DAS REENTRÂNCIAS MARANHENSES, BRASIL

Flávia Rebelo Mochel

Depto. de Oceanografia e Limnologia-
Universidade Federal do Maranhão Centro de
Recuperação de Manguezais –CERMANGUE-
Laboratório Benthos e Ecologia de Manguezais-
LAMA- São Luís- Maranhão

Cássio Ibiapina Cardoso

PPGSE/ Depto de Oceanografia e Limnologia-
UFMA São Luís- Maranhão

Ivanilson Luís Alves Fonseca

UMI-SAN Serviços de Apoio à Navegação
Vila Velha- ES

RESUMO: O município de Apicum Açú faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) das Reentrâncias Maranhenses e localiza-se nas coordenadas 1° 34' 37" S e 45° 04' 46" W, tendo a leste o município de Cururupu e a oeste o município de Bacuri. Apicum Açú apresenta bioma amazônico numa área de 353.166 km², regime de macromarés, com alturas de até 8,0 m, com extensos manguezais, cordões de praias e dunas. Procurou-se analisar a evolução espaço-temporal da morfodinâmica costeira a partir de dados orbitais multiespectrais e de campo. Registraram-se as áreas sob erosão e assoreamento de 2012 a 2015 com GPS *E-Trex 30 Garmin*. Processaram-se imagens Landsat TM-5 1985, 2007, 2011 e Landsat OLI-8, 2014 e 2016, da órbita-ponto 221-61, com SPRING

5.5.4 e QGIS 2.2.0. Constatou-se a erosão costeira no sentido NE-SW e o assoreamento à oeste desse eixo, acompanhando os vetores de correntes de marés de preamar e baixamar, cujas velocidades, obtidas em cartas DHN, variaram de 0,5 a 2,9 m/s. A erosão foi responsável pela diminuição e desaparecimento de ilhas e bancos pesqueiros e o assoreamento interrompeu canais afetando a navegação. Além disso, as mudanças na morfodinâmica costeira ocasionaram problemas na organização territorial de comunidades tradicionais e no manejo de seus recursos.

PALAVRAS-CHAVE: erosão costeira, sensoriamento remoto, manguezais, ecossistemas costeiros.

REMOTE SENSING ANALYSIS OF AREAS UNDER EROSION IN MANGROVES AND COASTAL SYSTEMS IN THE MUNICIPALITY OF APICUM AÇU, ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA-APA-RECESSES OF FROM MARANHÃO, BRAZIL

ABSTRACT: The municipality of Apicum Acu is part of the Environmental Protection Area (APA) of Reentrâncias Maranhenses and is located at 1° 34' 37" S and 45° 04' 46" W, limited at the eastern side by the municipality of Cururupu

and at the west by the municipality of Bacuri. Apicum Açu has an area of 353,166 km² in the Amazonian biome, a coastal zone under macrotidal regime with tidal heights up to 8.0 m and extensive mangroves, sand beaches and dunes. An analysis of the coastal morphodynamics was conducted using remote sensing and field data. Areas under erosion and siltation were georeferenced from 2012 to 2015 using a GPS Garmin E-Trex 30. Image processing used Landsat imagery TM-5 from 1985, 2007, 2011 and Landsat OLI-8 from 2014 and 2016, at the orbit-221-61 point, and softwares SPRING 5.5.4 and QGIS 2.2.0. Coastal erosion occurs in NE-SW direction and siltation follows the vectors of tidal currents westward the erosion areas. According to the Hydrography and Navigation Dept. (DHN) tidal currents ranged from 0.5 to 2.9 m/s. The erosion was responsible for the decline and disappearance of Islands and fishing banks and siltation filled up channels affecting navigation. In addition, changes in coastal morphodynamics caused problems to traditional communities disturbing the organization of their territory and the management of its resources.

KEYWORDS: coastal erosion, remote sensing, mangroves, coastal ecosystems,

1 | INTRODUÇÃO

O sensoriamento remoto tem se mostrado uma ferramenta de grande importância na análise espaço-temporal e na gestão da zona costeira e é uma das ferramentas mais usadas para analisar perdas de manguezais e outros sistemas costeiros por alterações na geodinâmica e por efeitos das mudanças climáticas como o aumento do nível do mar (RAYMOND et. al., 2016; RAHMAN et al., 2011). A erosão na costa brasileira é um processo que vem se intensificando nas últimas décadas e necessita mais estudos regionalizados que possibilitem seu reconhecimento e sirvam de base para a gestão territorial (MUEHE, 2006). Estudos sobre as perdas das áreas de manguezal, tanto por processos erosivos como antropogênicos, assim como diversos mapeamentos e modelagens tem sido realizados na zona costeira maranhense, possibilitando o reconhecimento da cobertura vegetal, das espécies por reflectância espectral, de áreas degradadas, entre outros (MOCHEL, 2011; MOCHEL et. al., 2007; NOVAES et. al., 2007; KJERFVE et.al., 2002; RANGEL et. al., 2001; MOCHEL, 1997). A Ilha de São Luís perdeu cerca de 50% de manguezais em menos de 30 anos devido a impactos ambientais antropogênicos e naturais (MOCHEL et. al. 2002). Entretanto, as alterações na morfodinâmica de manguezais e sistemas costeiros ao longo do tempo e os fatores que as causam carecem de estudos abrangentes, principalmente no litoral ocidental, região das Reentrâncias Maranhenses. .

O município de Apicum Açu localiza-se na planície costeira do litoral ocidental do Maranhão entre as coordenadas 1° 20' 31" S e 45° 11' 52" O e 1° 39' 57" S e 44° 55' 22" O (Figura 1), e está incluído na Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses. Com área territorial de 353,166 km² e população residente de 14.959 habitantes (IBGE, 2010) o município situa-se na Bacia Hidrográfica do rio Turiaçu e

apresenta predominância de substratos de mangue, depósitos de aluviões marinhos da Formação Itapecuru (IMESC, 2012) e arenitos finos pertencentes ao Grupo Barreira (BANDEIRA, 2013). O clima é tropical quente e úmido, com um período chuvoso de janeiro a junho e um seco, de julho a dezembro e precipitação pluviométrica anual acima de 1.500 mm. A vegetação de terra firme é típica amazônica com matas, várzeas e a presença de densas florestas de manguezais (MOCHEL, 2011).

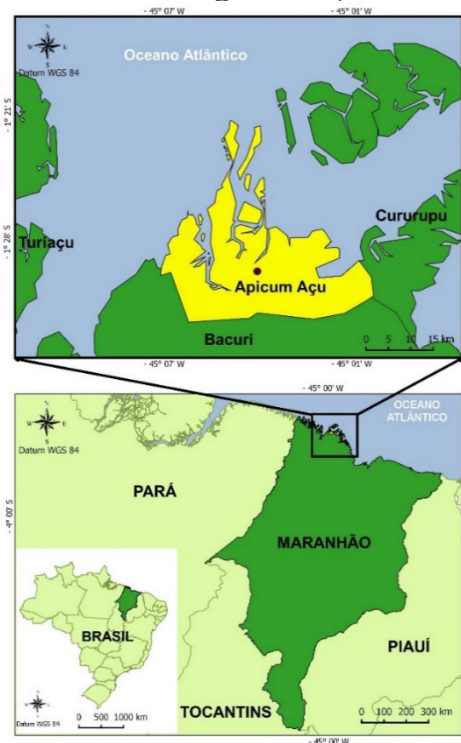


Figura 1: Localização do município de Apicum-Açu, no Estado do Maranhão

A economia de Apicum Açu é baseada nos recursos pesqueiros e sua estrutura portuária é importante no transporte de pessoas e no comércio da região. Outras atividades econômicas como a agricultura, a pecuária e o extrativismo, são praticadas com a finalidade de comercialização no próprio município (IMESC, 2012). Portanto, a sustentabilidade desse geossistema é vital tanto para o equilíbrio ambiental e da cadeia produtiva como também para a subsistência da população. Os manguezais merecem destaque no município quanto ao fornecimento de bens e serviços ambientais que suportam, direta ou indiretamente, grande parte da alimentação e da economia municipal.

2 | METODOLOGIA

Foram utilizadas imagens de satélite Landsat 5 TM, bandas 3, 4 e 5 de 1985, 2007 e 2011 e Landsat 8 OLI, bandas 4, 5 e 6, de 2014 e 2016, órbita-ponto 221-61, obtidas nos sítios eletrônicos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE e do *U. S. Geological Survey* – USGS. O processamento das imagens foi realizado com os programas SPRING 5.5.4 e QGIS 2.2.0.

Os trabalhos de campo foram realizados entre os anos de 2012 e 2014 e incluíram

entrevistas com lideranças, moradores, gestores e professores do município, a partir do método *Snow Ball*, limitando-se a idade mínima de 40 anos e tempo de residência mínimo de 10 anos para obtenção das informações. Todos os povoados, portos e praias foram percorridos por via terrestre e, quando necessário, por via náutica. Entre as informações registraram-se a ocorrência e localização de alterações costeiras locais assim como as dificuldades e/ou facilidades acarretadas por essas mudanças ambientais. Em campo, verificou-se, também, a zona costeira municipal do limite com o município de Cururupu até o limite com Bacuri. Os pontos de coleta de informações e amostras biológicas e abióticas foram registrados com um GPS *Garmin eTrex 30*.

Analisaram-se dados bibliográficos e de séries históricas adquiridos em bibliotecas, arquivos e sítios eletrônicos do governo do Estado do Maranhão, UFMA, Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), Capitania dos Portos, no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), entre outros.

3 | RESULTADOS

3.1 Caracterização das Unidades de Paisagem em Apicum-Açu

As unidades de paisagem presentes numa região indicam a existência de diferentes processos costeiros, continentais e, muitas vezes, antropogênicos, que devem ser considerados em conjunto nas análises de ecossistemas e geossistemas, seja do ponto de vista da conservação, do manejo, da gestão, do planejamento ou dos impactos ambientais (RODRIGUEZ et al. 2019.). A paisagem de Apicum Açu apresenta litoral recortado, com a presença de baías, ilhas, estuários, manguezais, apicuns, marismas, praias, dunas, restingas, planícies de marés lamosas e bancos de areia (crôas) formados durante as marés baixas, além de rios, várzeas e vegetação terrestre. Os manguezais são a vegetação predominante na paisagem costeira de Apicum Açu e extensos apicuns afirmam a toponímia do município (Figura 2).

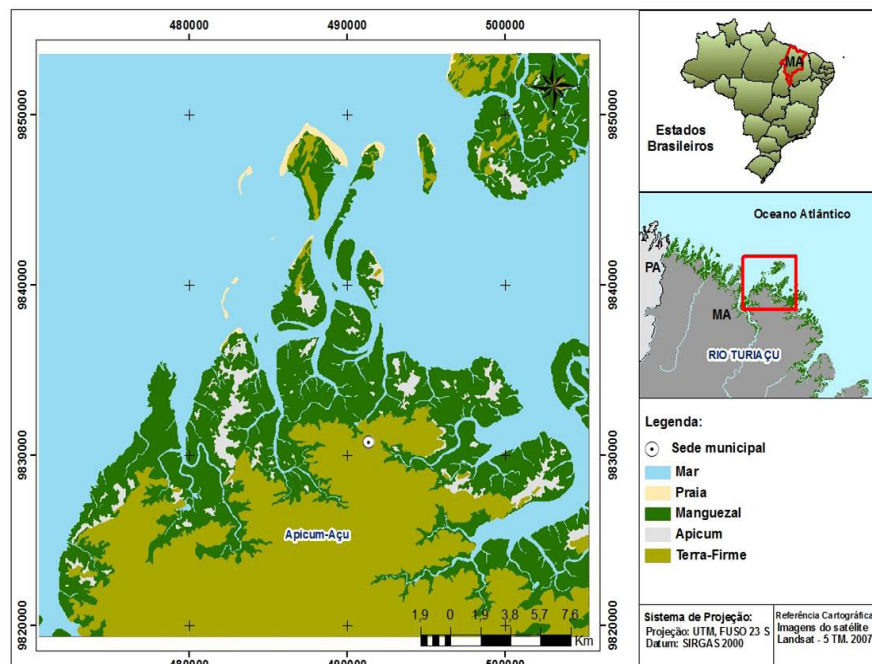


Figura 2. Unidades de paisagem da zona costeira do município de Apicum Açu. Landsat 5 TM, 2007.

As principais unidades de paisagem contabilizadas foram os manguezais, com área de 264,11 Km², apicuns com 25,18 Km², praias com 5,38 Km² e terra firme com 258,40 Km² (Figura 3). Os manguezais se sobressaem entre as unidades de paisagem, reforçando a importância de seu fornecimento de bens e serviços ecossistêmicos para a zona costeira e as comunidades do município.

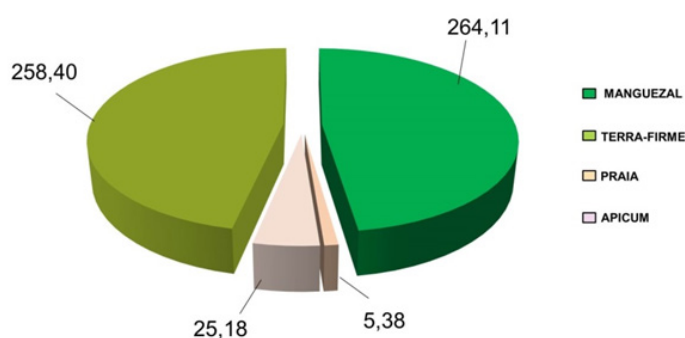


Figura 3: Principais unidades de paisagem em área total/ Km² na zona costeira do município de Apicum Açu, MA.

A vegetação arbórea de manguezais é composta por mangue vermelho *Rhizophora mangle*, siriba ou mangue negro, *Avicennia germinans*, mangue branco, ou tinteira, *Laguncularia racemosa* e mangue-de-botão *Conocarpus erectus*. Junto aos apicuns verifica-se a vegetação de marisma tropical hipersalina constituída por *Blutaparon portulacoides*, *Batis marítima*, *Sporobolus virginicus*, *Sesuvium portulacastrum*, e, em locais influenciados pela drenagem terrestre, ocorrem espécies aquáticas comuns de

marismas salobros e de água doce (brejos) como *Eleocharis interstincta*, *E. cariboea*, *E. mutata*, *Salvinia*, sp, e outras. As praias e cordões arenosos eventualmente formam dunas e restingas no pós-praia onde é comum a vegetação psamófila como salsa-da-praia (*Ipomoea* sp), guajiru (*Chysobalanus icaco*), entre outras muitas espécies. Associada a este mosaico de geossistemas encontra-se uma diversidade de usos tradicionais e extrativistas de comunidades pesqueiras, quilombolas, rurais que, muitas vezes, tem nos barcos e canoas seu único meio de transporte.

3.2 Transformações na morfodinâmica e nas comunidades costeiras em Apicum Açu

O equilíbrio dinâmico da zona costeira é resultante da interferência de inúmeros fatores naturais e antrópicos, correspondendo à zona de transição entre os domínios continental e marinho. É uma faixa complexa, dinâmica, mutável e sujeita a vários processos oceanográficos e continentais de natureza geológica, física, química e biológica. As ações das ondas, das correntes marinhas e das marés são importantes fatores modeladores agindo no transporte de sedimentos e no equilíbrio erosão-deposição. Nesse estudo, consideramos a erosão resultante do desgaste provocado pelo impacto dos movimentos das ondas contra a costa e a deposição como consequência da acumulação dos materiais transportados por mar e rios.

Nas Reentrâncias Maranhenses, as dinâmicas na linha de costa são direcionadas pela sedimentação e compactação tectônica, oscilações do nível do mar, ação das ondas, correntes e marés, pela provisão de sedimentos dos rios e pela dinâmica das atividades humanas sobre o espaço, o território, ao longo do tempo (SOARES et. al. , 2012; AB'SABER, 2004).

Em Apicum Açu, num intervalo de 27 anos, de 1985 a 2011, as transformações fisiográficas na zona costeira mostram as consequências da erosão de ilhas e o assoreamento de estuários e igarapés. Em 1985 as ilhas de Cajual dos Pereiras, Manchado e Jabaroca encontravam-se maiores e íntegras (Figura4) e em 2011, após alguns canais (igarapés) e cordões arenosos sofrerem intensa erosão, Cajual dos Pereiras e Manchado apresentam-se seccionadas em duas ilhas menores e Jabaroca apresenta-se bem reduzida em tamanho (Figura 5). Cajual dos Pereiras, a maior e mais comprida das ilhas, apresentava, em 1985, um cordão arenoso que se afinava centro. Os processos erosivos ao longo dos anos provocaram a transporte e o desaparecimento desse cordão arenoso, abrindo-se um largo estuário, resultando em duas ilhas, notáveis na imagem de 2011. As comunidades do município rebatizaram essas duas novas feições como Praia da Baleia , equivalente à porção superior e Ponta da Brasília à porção inferior. Ao serem entrevistados, todos munícipes, inclusive gestores públicos e professores, informaram que a ilha de Cajual dos Pereiras não existe mais.

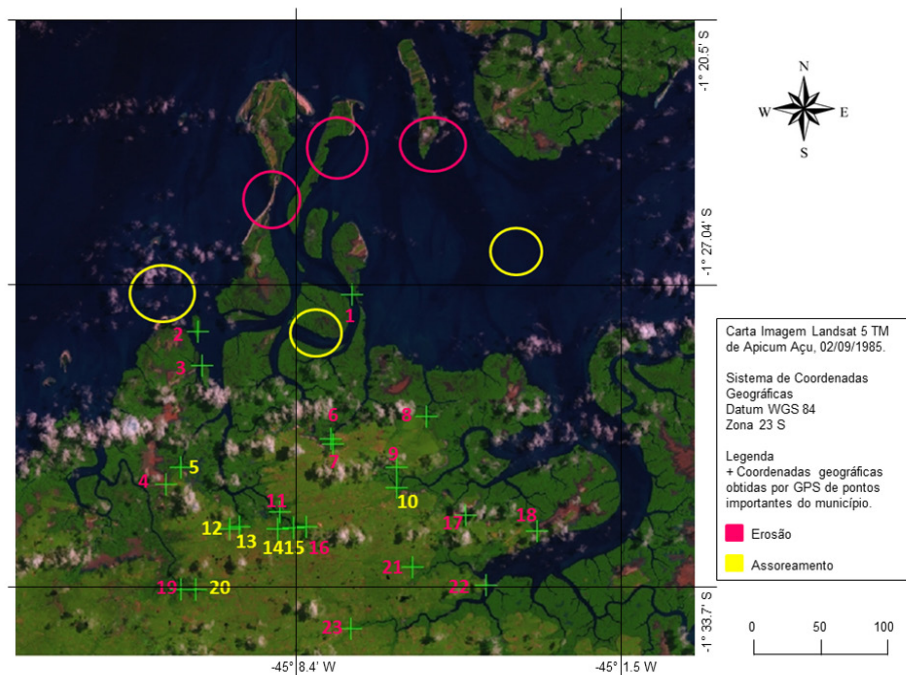


Figura 4: Carta-imagem Landsat 5 TM, de 02/09/1985 mostrando a zona costeira de Apicum Açú em maré alta. Os círculos em vermelho destacam os processos erosivos nas Ilhas de Cajual dos Pereiras, à esquerda, mais alongada, Manchado, ao centro, e Jabaroca, acima, à direita. Em amarelo, os processos deposicionais em canais e estuários. Os pontos numerados, representam portos comunitários e localidades georeferenciadas.

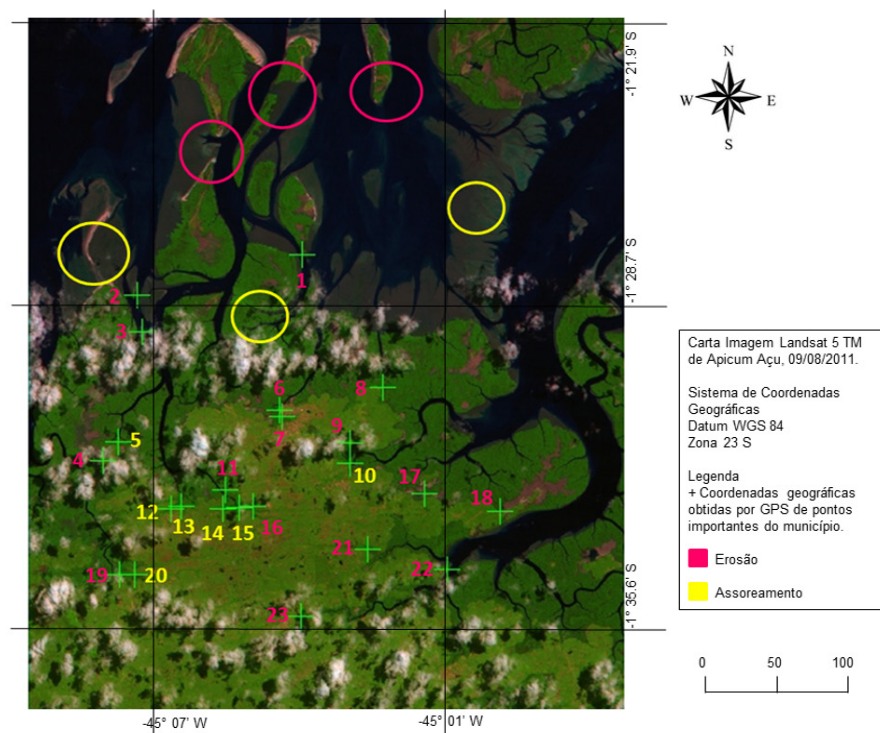


Figura 5. Carta-imagem Landsat 5 TM, de 09/08/ 2011 mostrando a zona costeira de Apicum Açú em maré baixa. Círculos em vermelho destacam áreas sujeitas a processos erosivos e em amarelo a processos deposicionais. Os pontos numerados, representam portos comunitários e localidades georeferenciadas.

A imagem de 2014 apresenta a região ainda em situação de maré alta, semelhante à da imagem de 1985, e o realce por decorrelação aplicado proporcionou

a visualização das alterações na morfodinâmica costeira com uma maior riqueza de detalhes (Figura 6).

O processo de sedimentação também é observado nas análises entre as imagens de 1985 e 2011, ocasionando o assoreamento de canais e a formação de bancos e croas de areia e lama, como as destacadas pelos círculos amarelos (Figuras 4 e 5). Próximo ao ponto 2, o círculo amarelo destaca um novo banco de areia formado, chamado pelos munícipes de Crôa de Santo Antônio (Figura 6).

Processos erosivos e deposicionais intensos são cada vez mais comuns no litoral brasileiro, como é o caso das Ilhas de Maracá e Jipióca, no Amapá, em que influência da ação de ondas e correntes de maré, fez Jipióca desaparecer em 2008 (SILVA et al, 2011). AGUIAR *et al* (2012) registraram, no período de 1958 a 1988, que o processo de retrogradação foi predominante na morfologia da linha de costa, enquanto que no período de 1988 a 2004 o processo de progradação foi o mais representativo na área de estudo. Esses autores verificaram que as praias de Almofala e da Barreira apresentaram processos erosivos ocasionados por fatores naturais, mas intensificados por ações humanas. Em Rio Grande, RS, a Ilha de Torotama foi submetida à taxa de erosão nove vezes mais intensa do que a taxa observada na acreção ocasionando perdas de praias e habitats para a biodiversidade (LEAL et al, 2013). No mundo, processos como esses formaram a atual Baía de Bengal a partir de um intenso processo de erosão e deposição de sedimentos nos rios Ganges e Brahmaputra e esse processo resultou, também, no aumento da salinidade da água, a retrogradação das florestas de mangue e redução de sua produtividade (RAHMAN *et al*, 2012).

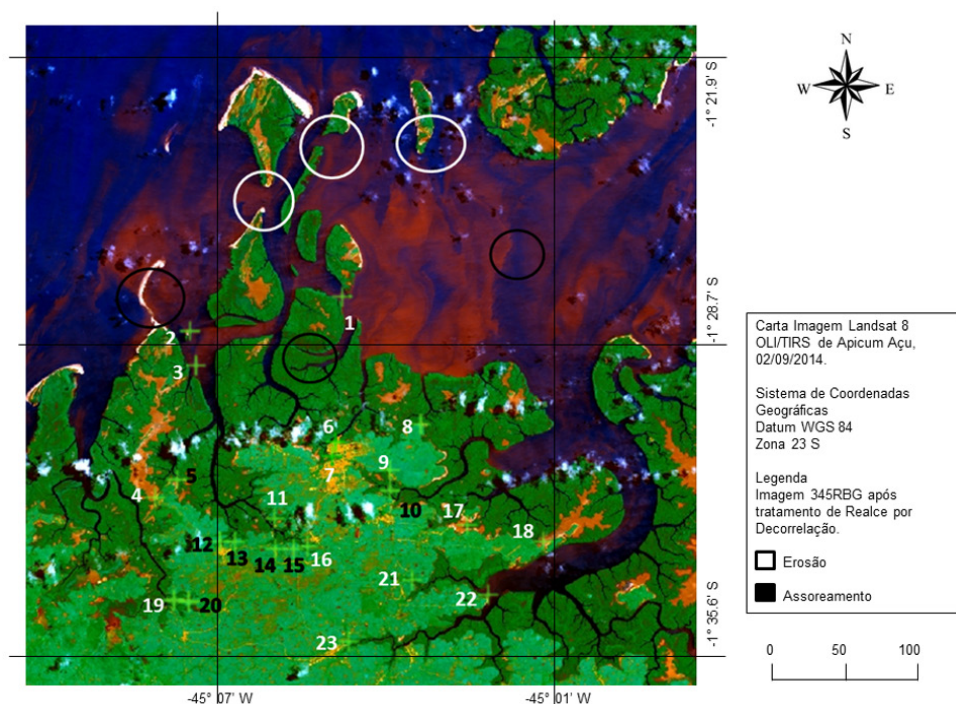


Figura 6: Carta-imagem do município de Apicum Açu em maré alta, com realce por decorrelação em imagem Landsat 8 OLI, 2014.

A estação maregráfica mais próxima de Apicum Açú localiza-se em São Luís e os dados disponíveis para direção e velocidade de correntes de maré usados na análise e interpretação das imagens foram os editados pela Carta de Marés da DHN, da Marinha do Brasil (2004). Os vetores indicam que nas proximidades entre a Ponta do Zumbi e o Farol de São João, em Cururupu, e no Banco do Tarol, no Parque Estadual Marinho de Manoel Luiz, em direção à costa, as velocidades maiores são atingidas na quarta hora antes da preamar e na terceira hora após a preamar de São Luís (Figuras 7 e 8).

A partir da análise da Carta de Marés da DHN (2004), pode-se inferir que as principais correntes de marés que atingem as ilhas, praias, manguezais, adentram as baías e estuários de Apicum Açú pela Baía dos Lençóis e pelo Banco do Tarol, em direção à Baía de Turiaçu. O sentido geral dessas correntes é leste-oeste (E-W) estando relacionadas aos ventos de nordeste (NE) predominantes na região. As velocidades nas sizígias, na quarta hora da maré enchente, são superiores à 1,6 nós e as velocidades na terceira hora após iniciada a vazante variam de 1,2 nós, na entrada da Baía dos Lençóis, a 0,8 nós do Banco do Tarol em direção à Baía de Turiaçu.

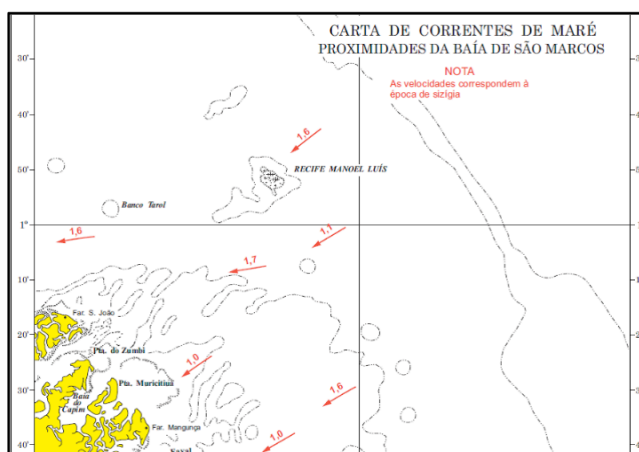


Figura 7. Carta de correntes de maré, 4 horas antes da Preamar de São Luís. As setas indicam a direção das correntes e os números indicam as velocidades em nós. FONTE: DHN , 2004.

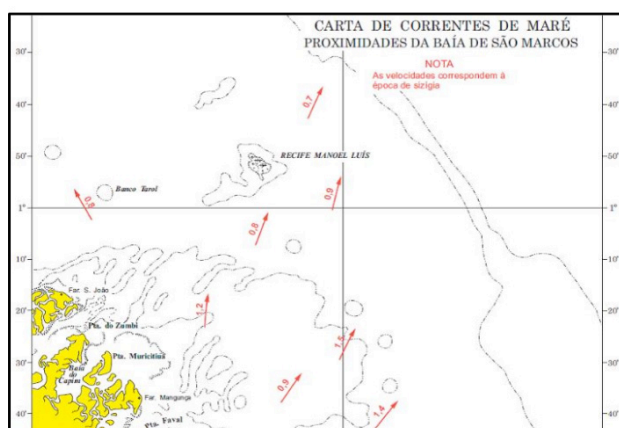


Figura 8. Carta de correntes de maré, 3 horas depois da preamar de São Luís. As setas indicam a direção das correntes e os números indicam as velocidades em nós. FONTE: DHN , 2004

As direções das correntes apontadas na carta da marés são coincidentes com as áreas de erosão e assoreamento observadas em campo e assinaladas nas imagens (Figuras, 4, 5 e 6) bem como permitem perceber a distribuição dos sedimentos visíveis na imagem em maré baixa (Figura 5).

Em Apicum Açú as transformações na morfodinâmica costeira acarretaram alterações no cotidiano da população. Na Ilha de Cajual dos Pereiras viviam mais de 500 pessoas em casas de alvenaria, com escola pública, igreja e antena da Embratel. Com a erosão, que seccionou a ilha em duas, essa comunidade migrou para outros municípios, como, por exemplo, Cururupu, Bacuri, São Luís, além de outros povoados de Apicum Açú. Os pescadores residentes no município passaram a enfrentar, também, a mudança em rotas de navegação, aumentando o consumo de combustível das embarcações e maior esforço de pesca, impactando o preço final do pescado. A perda de habitats naturais, como bancos de sururus, sítios de desova e reprodução de espécies e a salinização dos poços de água doce e de campos inundáveis também foram verificados em campo, ocasionando diversos transtornos à população municipal. A comunidade da ilha da praia da Baleia teve seu poço subterrâneo comprometido pela salinização e é abastecida de água doce por um barco da prefeitura, duas vezes por semana. A senhora Lusmarina Pires, 54 anos, nascida em Cajual dos Pereiras, foi uma das pessoas que abandonaram seu território com o avanço da maré sobre as residências e as benfeitorias. Segundo todos os ex-moradores entrevistados, após a erosão dividir a ilha em duas, encontra-se no fundo do estuário, a pista de pouso que outrora existiu quando a comunidade era uma reconhecida exportadora de camarões via pequenos aviões que ali chegavam. O pescador e atual presidente da Associação dos Pescadores de Apicum Açú, Carlos dos Santos (70 anos), informa que no porto de Antônio Adilão, povoado de Caruaru (ponto 16, Figura 6) *“os embarques eram feitos da terra firme direto para o barco, não tinha ponte”*, enquanto que no porto do Jorge (ponto 20, Figura 6), povoado de Itererezinho, o mangue cresceu *“não existia mangue, era tudo apicum”*. No povoado São Miguel alguns entrevistados apontaram como ponto positivo da erosão o aumento do canal que *“possibilitou o acesso de peixes e melhorou o pescado”*, enquanto que no povoado Turirana a erosão provocou a inundação e o desabamento de moradias da comunidade. Nas proximidades da sede do município, os portos do Leôncio (ponto 6, Figura 6) e do Cavalo (ponto 7, Figura 6) apresentaram erosão com contribuição da presença ativa do ser humano, como o acúmulo de resíduos sólidos jogados e queimados nas voçorocas. O conjunto de todos esses fatores influencia a reorganização e dinâmica dos moradores no município.

Somam-se aos aspectos da dinâmica costeira e às implicações socioeconômicas os efeitos das mudanças climáticas que impactam significativamente a zona costeira. O aquecimento global aumenta o nível médio do mar potencializando os processos erosivos e sedimentares provocados pela dinâmica de marés. Os efeitos sinérgicos desses processos, em especial em regiões sob o regime de macromarés, com as pressões antropogênicas podem ser devastadores e merecem ser levados em

consideração no planejamento municipal e estadual, inclusive com a elaboração de planos de contingência.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de erosão na zona costeira de Apicum Açú é um dos principais modeladores da zona costeira influenciando inclusive a dinâmica de organização populacional na zona costeira do município. As perdas de território, recursos ecossistêmicos e de estruturas residenciais e comerciais indicam a necessidade dos governos municipal e estadual elaborarem o planejamento e gestão de seus territórios com políticas públicas que incluam planos de contingência e programas de educação ambiental nos âmbitos formal e não formal.

5 | AGRADECIMENTOS

À prefeitura, lideranças e moradores de Apicum Açú, ao Depto. de Oceanografia e Limnologia e à Pró-reitora de Extensão da UFMA, aos programas CAPPES/NUFFIC e PPPGSE/UFMA, à ALCOA Foundation, e aos estagiários e bolsistas do LAMA/CERMANGUE por contribuírem com o suporte logístico, financeiro, operacional, tanto em campo como em laboratório.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A.N. **Amazônia: do discurso à práxis**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2004. 320 p.

AGUIAR, P. F. de; EL-ROBRINI, M; FREIRE, G. S. S.; CARVALHO, R. G. de. **Mudanças morfológicas na linha de costa das praias de almofala e da barreira em médio período (1958-2004) utilizando técnicas de sensoriamento remoto**. REVISTA GEONORTE, Edição Especial, V.2, N.4, p.1612 – 1623, 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades@. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=210620> >. Acessado em: 03 Jun. 2016 (2010).

KJERFVE, B., PERILLO, G. M., GARDNER, L. R., RINE, J. M., DIAS, G. T. M. & MOCHEL, F.R. Morphodynamics of muddy environments along the Atlantic coasts of North and South America In: Healy, T., Wang, Y & Healy, J.-A. (eds.) **Muddy coasts of the world: Processes, deposits and functions**. Elsevier Science, pp.:479-532, 2002.

LEAL, K. B.; PERES, T. C.; ALBUQUERQUE, M. da G. ESPINOZA, M. de A. **Quantificação do comportamento da linha de costa da Ilha da Torotama, Rio Grande - RS, a partir de geotecnologias e técnicas de sensoriamento remoto**. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE, 2013.

MOCHEL, F. R. Manguezais amazônicos: status para a conservação e a sustentabilidade na zona costeira maranhense. In: MarluCIA Bonifácio Martins; Tadeu Gomes de Oliveira. (Org.). **Amazônia Maranhense. Diversidade e Conservação**. Belém: Editora do Museu Paraense Emílio Goeldi, v. 1, p. 93-118, 2011.

MOCHEL, F. R. Mangrove ecosystems in São Luis Island, Maranhão, Brazil. In: Kjerfve, B., Lacerda & Diop (eds.) **Mangrove ecosystems in Latin America and Caribbean**. UNESCO, pp.: 145-154, 1997.

MOCHEL, F.R.; PONZONI, F.J. Spectral characterization of mangrove leaves in the Brazilian Amazonian Coast: Turiçu Bay, Maranhão State. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* (2007) 79(4): 683-692, 2007.

MOCHEL, F. R., CORREIA, M. M. F., CUTRIM, M. V. J., IBANEZ, M. S. R. Degradação dos manguezais da Ilha de São Luís (MA): processos naturais e antrópicos. In: **Ecossistemas costeiros: impactos e gestão ambiental**. Editora do Museu Paraense Emílio Goeldi, v.1, p. 113-131, Belém, 2002

MUEHE, D. (org.). **Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro**. Ministério do Meio Ambiente, 476 p., Brasília, D.F., Brasil, 2006.

RAHMAN, A. D., S. BANERJEE, K. MITRA, A. Climate change impacts on Indian Sunderbans: a time series analysis (1924–2008). *Biodivers Conserv* (2012) 21:1289–1307. Springer Science Business Media B.V., 2012.

RAHMAN, A., D. DRAGONI, and B. EI-MASRI. Response of the Sundarbans coastline to sea level rise and decreased sediment flow: a remote sensing assessment. *Remote Sensing of Environment*, 115:3121–3128, 2011.

RAYMOND, D. W., FRIESS, D.A., DAY, R.H., and MacKENZIE. R.A. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. **Impacts of climate change on mangroves**, v. 2(4): 1-25, 2016.

RODRIGUEZ, J.M.M & SILVA, E.V. **Teoria dos Geossistemas: o legado de V.B.Sochava. Fundamentos Teóricos Metodológicos** v.1, 174 p., Edições UFC, Fortaleza, 2019

SILVA, M.V.; SANTOS, V.F.; SILVEIRA, O.F.M. Análise Multitemporal de Mudanças nas Ilhas Costeiras do Estado do Amapá Aplicando Dados de Sensores Remotos. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.8614, 2011

SOARES, B.J.G.; OLIVEIRA, M.S.; DIAS, L.J.B. Geomorfologia Ambiental aplicada à gestão de Unidade de Conservação: o caso dos manguezais das Reentrâncias Maranhenses (Costa Norte Brasileira). Anais do IX Simpósio Nacional de Geomorfologia, IX SINAGEO - 21 à 24 de Outubro de 2012, Rio de Janeiro/ RJ, 3p., 2012

SOBRE A ORGANIZADORA

FLÁVIA REBELO MOCHEL Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro, mestrado em Zoologia - Museu Nacional / UFRJ , doutorado em Geociências pela Universidade Federal Fluminense e pós doutorado em Wageningen University, Holanda, com Recuperação de Manguezais. Atualmente é professora associada do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão, responsável pelo LAMA- Laboratório de Manguezais e fundadora/coordenadora do CERMANGUE- Centro de Recuperação de Manguezais na UFMA. Possui experiência na área de Ecologia e Oceanografia Biológica, com ênfase em Ecologia e Recuperação Ecológica de Manguezais e em Educação Ambiental e Oceanografia Social, com ênfase em Sustentabilidade de Ecossistemas, atuando em ensino, pesquisa e extensão, principalmente nos seguintes temas: manguezais, macrofauna bêntica, sensoriamento remoto, ecossistemas costeiros, interação natureza e sociedade, educação ambiental e produção de materiais lúdico-pedagógicos.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Arduino 75, 76, 77, 78, 79, 80, 83

Áreas de Proteção Ambiental 26, 35

Atividade Turística 48, 53

C

CERC 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46

Clima de Onda Swell 13

Compactação de Praias 2

Conservação 16, 26, 27, 28, 34, 35, 38, 48, 49, 51, 53, 54, 55, 57, 62, 71, 111, 117, 124, 125

D

Dunas 1, 9, 10, 28, 83, 114, 117, 119

E

Educação Ambiental 54, 56, 65, 67, 72, 124, 126

Erosão Costeira 103, 105, 114

G

Gestão 11, 15, 26, 27, 28, 29, 32, 34, 35, 46, 48, 53, 55, 56, 57, 69, 71, 72, 75, 76, 105, 107, 108, 110, 111, 112, 115, 117, 124, 125

Gestão Ambiental Portuária 107, 108, 110, 112

Gestão de Praia 72

I

Ilha do Campeche 48, 51, 52, 53, 54, 55, 57, 58

Invest 35

K

Kamphuis 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46

L

Lixo no Mar 73

M

Macrobentos 86

Macrofauna Bentônica 86, 105, 106
Manguezais 2, 6, 59, 60, 61, 62, 63, 65, 66, 71, 109, 114, 115, 116, 117, 118, 122, 124, 125, 126
Medição de Alta Frequência 75
Modelagem Numérica de Ondas 45
Modelo SWAN 13, 15, 16, 17, 18, 24
Morfodinâmica 3, 4, 11, 46, 86, 103, 114, 115, 119, 121, 123
Morfodinâmica Costeira 3, 114, 121, 123

N

Nível do Lençol Freático 75, 78, 83

O

Ondas Swell 13, 14, 15, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24

P

Patrimônio Arqueológico 48, 51, 53, 57
Patrimônio Cultural Costeiro 48, 49
Permeabilidade 1, 2, 6, 9, 10
Plataforma Continental 13, 15, 17, 19, 23, 36, 41, 50
Plataforma Continental do Maranhão 13, 15, 17, 23
Poluição Marinha 72
Praias 1, 2, 3, 4, 5, 6, 10, 11, 12, 37, 41, 46, 72, 73, 86, 103, 105, 109, 114, 117, 118, 119, 121, 122, 124
Praias Arenosas 1, 2, 12, 86, 103, 105, 109
Praias Tropicais 86

R

Recuperação de Manguezais 59, 60, 62, 65, 114, 126
Restauração de Manguezais 59, 61
Restauração Ecológica 59, 60, 61, 64
Risco de Ecossistemas 26, 28, 34

S

Sedimentologia 2, 40
Sensores de Nível 75
Sensoriamento Remoto 35, 84, 114, 115, 124, 125, 126

T

Terminal Portuário 59, 65
Tipos de Praia 10, 86

TOMAWAC 36, 38, 39, 40, 41, 42

Transporte de Sedimentos 3, 7, 14, 36, 38, 39, 40, 41, 44, 45, 46

Transporte Sedimentar 36, 37, 39, 41, 43, 45

U

Unidades de Conservação 34, 51, 111

V

Visitação 48, 53, 54, 55, 56, 57

Z

Zonas Costeiras 36, 37, 48, 57, 61, 75, 83

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-7247-620-1



9 788572 476201