

**As Ciências do Mar
em todos os seus Aspectos**

**Tayronne de Almeida Rodrigues
João Leandro Neto
Dennyura Oliveira Galvão
(Organizadores)**

Tayronne de Almeida Rodrigues
João Leandro Neto
Dennyura Oliveira Galvão
(Organizadores)

As Ciências do Mar em todos os seus Aspectos

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: Lorena Prestes
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)	
C569	As ciências do mar em todos os seus aspectos [recurso eletrônico] / Organizadores Tayronne de Almeida Rodrigues, João Leandro Neto, Dennyura Oliveira Galvão. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-85-7247-448-1 DOI 10.22533/at.ed.481190907 1. Biologia marinha. 2. Ciências marinhas. 3. Oceanografia. I. Rodrigues, Tayronne de Almeida. II. Leandro Neto, João. III. Galvão, Dennyura Oliveira. CDD 551.46
Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422	

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

APRESENTAÇÃO

O mar representa para o Homem desde as mais antigas datas uma fonte de mistérios, um universo repleto de criaturas com formas fantásticas e inimagináveis e essa forma de pensar tornava mais restrita a exploração marinha e o aprofundamento de pesquisas. Em 380 A.C., o filósofo grego Aristóteles foi o primeiro a estudar os oceanos com um cunho mais científico.

As ciências do mar lidam diretamente com região costeira e a região oceânica, pois trabalha em seus diferentes aspectos, com a cultura, a função dinâmica dos sistemas e também a interação do homem com esses princípios, considerando os aspectos biológicos, físicos e químicos. A oceanografia se divide em cinco áreas: oceanografia física, oceanografia química, oceanografia biológica, oceanografia geológica e oceanografia social. Possui também subáreas: paleoceanografia, a biogeoquímica marinha, a ecotoxicologia marinha, podendo existir outras.

Esta obra é de grande relevância, pois apresenta estudos pertinentes para a comunidade acadêmica que busca ampliar seus conhecimentos nos estudos sobre as Ciências do Mar. Apresentamos este volume em onze capítulos com abordagem em pesquisas científicas sobre os macroinvertebrados, biodiversidade algal, mudanças climáticas, moluscos marinhos, medicina popular, variabilidade genética, modelagem oceânica, oceanografia operacional e etnofarmacologia. Que estas contribuições possam refletir em futuros estudos para o crescimento das ciências do mar e todos os seus aspectos.

Tayronne de Almeida Rodrigues
João Leandro Neto
Dennyura Oliveira Galvão

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
INDICADORES BIOLÓGICOS DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS	
Thamires Barroso Lima	
Carmen Helen da Silva Rocha	
Jamerson Aguiar Santos	
Gabriel Silva dos Santos	
Simone Karlla Lima e Silva	
DOI 10.22533/at.ed.4811909071	
CAPÍTULO 2	14
USE OF PEN SQUID (<i>Loligo sp</i>) FOR THE TREATMENT OF RESPIRATORY DISEASES: AN ETHNOPHARMACOLOGICAL SURVEY	
Giovanna dos Passos	
Ana Angélica Steil	
DOI 10.22533/at.ed.4811909072	
CAPÍTULO 3	20
MONITORAMENTO DA MALACOFAUNA DE COSTÕES ROCHOSOS NA ÁREA DA CENTRAL NUCLEAR ALMIRANTE ÁLVARO ALBERTO, BAÍA DA ILHA GRANDE, ANGRA DOS REIS/RJ, BRASIL	
Rodrigo Martins de Amorim	
João Pedro Garcia Araújo	
DOI 10.22533/at.ed.4811909073	
CAPÍTULO 4	29
MALACOFAUNA ACOMPANHANTE DA PESCA INDUSTRIAL DE ARRASTO CAMAROEIRO NA PLATAFORMA DO AMAPÁ, LITORAL NORTE DO BRASIL	
Wagner Cesar Rosa dos Santos	
Rafael Anaisce das Chagas	
Mara Rúbia Ferreira Barros	
Marko Herrmann	
Alex Gargia Cavalleiro de Macedo Klautau	
DOI 10.22533/at.ed.4811909074	
CAPÍTULO 5	43
MONITORAMENTO DA DIVERSIDADE DE MACROALGAS NA ILHA DA TRINDADE: CONSERVAÇÃO E IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS, FRENTE AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS	
Franciane Pellizzari	
DOI 10.22533/at.ed.48119090745	
CAPÍTULO 6	65
VARIABILIDADE GENÉTICA DE DUAS LINHAGENS COMERCIAIS DE CAMARÃO EXPOSTAS EXPERIMENTALMENTE AO VÍRUS DA MIONECROSE INFECCIOSA (IMNV)	
Lucas Lima de Oliveira	
Jamille Martins Forte	
Luiz Fagner Ferreira Nogueira	
Rodrigo Maggioni	
DOI 10.22533/at.ed.48119090746	
CAPÍTULO 7	78
A REDE DE MODELAGEM E OBSERVAÇÃO OCEANOGRÁFICA (REMO): BREVE HISTÓRICO E ESTÁGIO ATUAL	
Janini Pereira	

Clemente Augusto Souza Tanajura
Mauro Cirano
Afonso de Moraes Paiva
Cesar Reinert Bulhões de Moraes
João Bosco Rodrigues Alvarenga
Renato Parkinson Martins
Jose Antonio Moreira Lima

DOI 10.22533/at.ed.48119090747

CAPÍTULO 8 88

METAL CORRELATIONS IN A RECIPROCAL MUSSELS TRANSPLANTATION: INDICATION OF PHYSIOLOGICAL RESPONSES AND BIOAVAILABILITY CONTRASTS

Ricardo O'Reilly Vasques
Aline Soares Freire
Bernardo Ferreira Braz
Ricardo Erthal Santelli
Olaf Malm
Wilson Machado

DOI 10.22533/at.ed.48119090748

CAPÍTULO 9 103

ANALYSIS OF THE CORRELATION BETWEEN SALINITY AND ENVIRONMENTAL VARIABLES IN THE ESTUARY OF THE PARAÍBA DO SUL RIVER - BRAZIL

Glenda Camila Barroso
Leonardo Bernado Campaneli da Silva
Vicente de Paulo Santos de Oliveira

DOI 10.22533/at.ed.48119090749

CAPÍTULO 10 118

GESTÃO DO ECOSISTEMA MANGUEZAL NO BRASIL

Mônica Maria Pereira Tognella
Marelce de Cássia Ribeiro Tosta
Gilberto Fonseca Barroso
Maykol Hoffman
Eduardo Almeida Filho

DOI 10.22533/at.ed.481190907410

CAPÍTULO 11 144

PROTOCOLO PARA CULTIVO DE ESPÉCIES DE MANGUEZAL

Mônica Maria Pereira Tognella
Andreia Barcelos Passos Lima Gontijo
Ully Depolo Barcelos
Gilberto Fillmann
Adriano Alves Fernandes
Antelmo Ralf Falqueto
Kamyla da Silva Pereira Amorim
Mateus Sandrini

DOI 10.22533/at.ed.481190907411

CAPÍTULO 12 158

INVESTIGANDO OS INVERTEBRADOS DA PLANÍCIE DE MARÉ DA PRAIA DO FORTE (NATAL, RIO GRANDE DO NORTE) PARA AULAS DE CAMPO EM ZOOLOGIA E EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Roberto Lima Santos

Elineí Araújo de Almeida

DOI 10.22533/at.ed.481190907412

SOBRE OS ORGANIZADORES..... 164

CAPÍTULO 1

INDICADORES BIOLÓGICOS DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Thamires Barroso Lima

Faculdade de Estudos Superiores do Maranhão
São Luís – Maranhão

Carmen Helen da Silva Rocha

Universidade Federal do Rio Grande
Rio Grande - Rio Grande do Sul

Jamerson Aguiar Santos

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
Manaus - Amazonas

Gabriel Silva dos Santos

Faculdade de Estudos Superiores do Maranhão
São Luís – Maranhão

Simone Karlla Lima e Silva

Universidade Federal do Maranhão
São Luís - Maranhão

RESUMO: Ecossistemas expostos a eventos estressantes poderão mostrar tanto as mudanças qualitativas/funcionais quanto alterações quantitativas/estruturais no funcionamento das comunidades biológicas. Desta forma, o monitoramento ambiental é uma das principais técnicas utilizadas para detectar mudanças ecológicas a curto e longo prazo no funcionamento das comunidades biológicas. Neste sentido, o objetivo deste artigo é avaliar o avanço do conhecimento da ciência ao longo de 21 anos de pesquisas realizados em diferentes partes do mundo. Para isso, foi realizada uma

revisão bibliográfica utilizando quatro bases de dados: do Web of Science, ScienceDirect, SpringerLink e Scopus. Foram selecionados 172 artigos. Foi observado que a maioria dos estudos estão concentrados na Europa. Dos 14 grupos estudados, macroinvertebrados foi o grupo taxonômico mais utilizado com intuito de determinar a qualidade ambiental das áreas amostradas. Embora o conhecimento do monitoramento ambiental tenha aumentado, esta área ainda está longe ser completamente compreendida e representa um grande desafio para ciência.

PALAVRAS-CHAVE: Indicadores ecológicos. Biomonitoramento. Revisão.

ABSTRACT: Ecosystems exposed to stressful events may show both qualitative/functional changes and quantitative/structural changes in the functioning of biological communities. In this way, environmental monitoring is one of the main techniques used to detect ecological changes in the short and long term in the functioning of biological communities. In this sense, the objective of this article is to evaluate the advancement of knowledge of science over 21 years of research conducted in different parts of the world. For this, a bibliographic review was carried out using four databases: Web of Science, ScienceDirect, SpringerLink and Scopus. We selected 172 articles. It has been

observed that most studies are concentrated in Europe. Of the 14 studied groups, macroinvertebrates was the most used taxonomic group in order to determine the environmental quality of the areas sampled. Although knowledge of environmental monitoring has increased, this area is still far from fully understood and represents a major challenge for science.

KEYWORDS: Ecological indicators. Biomonitoring. Review.

1 | INTRODUÇÃO

Cidades, indústrias e outras atividades de origem antrópica, são tradicionalmente desenvolvidas próximas aos ambientes aquáticos (Frontalini & Coccioni, 2011), tornando-se um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (Marzin et al., 2012), pelos impactos provenientes da perda e fragmentação do habitat, contaminação e poluição industrial, doméstica, agrícola, de mineração entre outros (Loh et al., 2005).

Ecossistemas expostos a eventos estressantes poderão mostrar tanto as mudanças qualitativas/funcionais quanto alterações quantitativas/estruturais no funcionamento das comunidades biológicas (Desrosiers et al., 2013). Entre muitas estratégias sugeridas, a mais popular é adotar técnicas de monitoramento capazes de detectar mudanças ecológicas a curto e longo prazo (Siddig et al., 2016).

Os indicadores biológicos também chamados de bioindicadores indicam as condições ambientais incluindo a presença ou ausência de poluentes ou contaminantes onde eles são encontrados (Hering et al., 2010). Neste sentido, é relevância ter uma ideia comparativa da sensibilidade e eficiência dos diferentes indicadores na detecção de degradações ambientais induzidas pelo homem (Marzin et al., 2012).

Respostas às perturbações antrópicas nos ecossistemas aquáticos tem sido analisadas em diferentes partes do mundo, separadamente para diferentes grupos taxonômicos tais como: macroinvertebrados (Dimitriou et al., 2015; Júnior & Hamada, 2015), peixes (Whitfiel, 2014; Rautenberg et al., 2015; Colin, 2016; Liu et al., 2016), macroalgas (Fabricius et al., 2012; Schubert et al., 2013), fitoplâncton (Morro et al., 2012; Karim, 2014; Teittinen et al., 2015; Giorgio et al., 2016), macrófitas aquáticas (Testi et al., 2012; Beck et al., 2014; Ogunkunle et al., 2015; Harguinteguy et al., 2016), foraminíferos (Foster et al., 2012; Láng & Kőhidai, 2012) e zooplâncton (Jiang et al., 2013; Costa et al., 2016).

O motivo pelo qual a dinâmica de um ou mais grupos taxonômicos serem monitorados é derivado da hipótese que os efeitos cumulativos das mudanças ambientais são refletidos nos parâmetros demográficos como diversidade, abundância, densidade, estrutura, taxa de reprodução e taxa de crescimento (Siddig et al., 2016). Tornando o monitoramento biológico uma forma eficiente e confiável para detectar mudanças nos ecossistemas (Spellerberg, 2005).

Tais vantagens tem motivado a comunidade científica a realizarem inúmeras

pesquisas ambientais resultando em um grande número de publicações sobre espécies indicadoras, indicadores biológicos em uma variedade de revistas técnicas (Burger, 2006; Siddig et al., 2016).

Neste sentido, este trabalho trata-se de uma revisão sistemática da literatura sobre indicadores biológicos, tendo por objetivo responder as seguintes perguntas: (1) Quais grupos taxonômicos são mais utilizados como indicadores biológicos? (2) Quais vantagens estes grupos apresentam em relação aos demais? (3) Diferenças entre países desenvolvido e subdesenvolvido afetam a quantidade de publicações utilizando organismos bioindicadores? (4) Quais fatores estão contribuindo para o conhecimento relativo na área em relação ao avanço da ciência ao longo de duas décadas de biomonitoramento?

Para alcançar os objetivos propostos, realizou-se uma revisão sistemática da literatura utilizando uma combinação de sequências de pesquisa em quatro bases de dados: Web of Science, ScienceDirect, SpringerLink e Scopus. A seleção dos artigos ocorreu pela proximidade com o foco do estudo, selecionando-se os termos “*Environmental Indicators*” combinado com o “*Aquatic Ecosystems*”, depois “*Biological Indicators*” e “*Environmental Quality*” e ainda “*lakes*”, “*lagoons*”, “*Rivers*”, “*Estuaries*” e “*Oceans*”. Em seguida, avaliou-se o título, resumo e palavras-chave de cada artigo, quando necessário, o restante do texto também foi analisado. Foram selecionados 172 artigos destes, 36 artigos foram excluídos por serem artigos de revisão, utilizarem indicadores ecológicos abióticos ou serem voltados para ecossistemas terrestres.

2 | METODOLOGIA

Análises Estatísticas

A quantidade de publicações por revista técnica foi medida a partir da proporção de artigos publicados em cada periódico em relação ao número total de artigos encontrados.

Para verificar se a quantidade de artigos publicados ao longo dos anos apresentavam uma distribuição normal, utilizou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov. Em seguida, a correlação de Spearman foi utilizada para verificar possíveis associações temporais entre as variáveis número de artigos e anos.

O esforço de pesquisa por continente foi medido a partir da proporção de artigos publicados em cada localidade em relação ao número total de artigos encontrados para o tema proposto.

A influência de países desenvolvidos no estudo sobre organismos bioindicadores foi avaliada a partir da categorização do desenvolvimento econômico baseado no GNI per capita nacional (World Bank, 2014): ≤ 10 , $> 10 \leq 30$ e > 30 vezes a renda necessária para viver no limiar da pobreza (USD 540,5 por pessoa ao ano; Ravallion et al., 2009).

O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para avaliar a variação média entre as variáveis esforço de pesquisa para os grupos taxonômicos e categorias de desenvolvimento econômico.

Diferenças entre a quantidade de publicações por grupo taxonômico foi verificada a partir da análise de covariância (ANCOVA) ao nível de significância de 5%.

Os testes estatísticos e a análise de correlação de Spearman foram conduzidos na plataforma R versão 3.2.2 (R Core Team, 2015).

3 | RESULTADOS

Foram revisados 136 artigos científicos distribuídos em 32 revistas, destas, foi possível observar que 16 revistas apresentavam os maiores números de publicações com destaque para *Ecological Indicators*, *Marine Pollution Bulletin*, *Science of the Total Environment* e *Marine Environmental Research* (Fig. 1). Uma análise dos objetivos e metodologias desses trabalhos revela que todos os artigos abordam a associação de organismos bioindicadores com impactos ambientais em ecossistemas aquáticos.

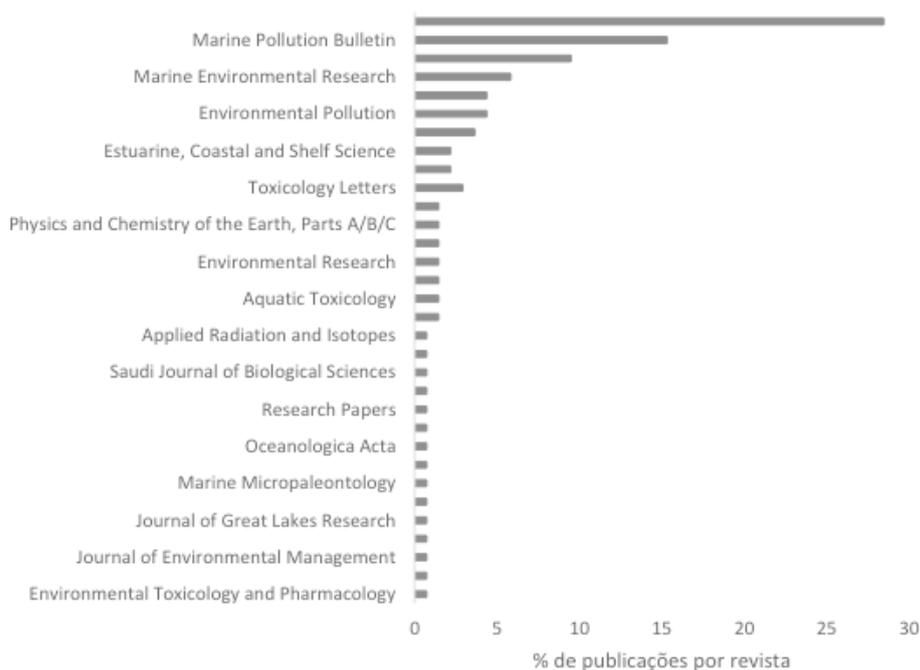


Figura 1. Revistas com maiores números de publicações sobre organismos bioindicadores.

O número de artigos publicados tem aumentado nos últimos 31 anos. Ocorrendo um acréscimo maior a partir do século XX (Fig. 4).

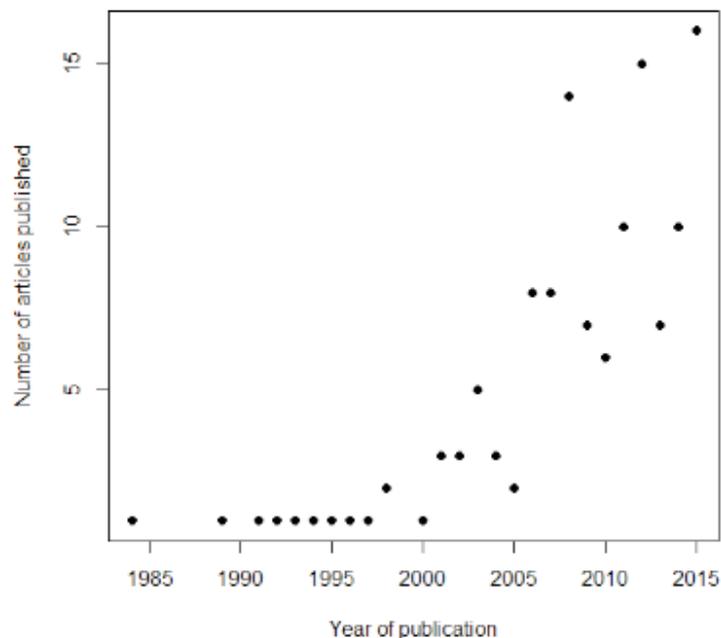


Figura 2. Quantidade de artigos publicados entre os anos de 1984 e 2015.

O uso de indicadores biológicos tem sido amplamente adotado em todo o mundo. Cerca de 50% dos estudos descritos por esses artigos foram realizados na Europa, aproximadamente 20% na América e 30% foram realizados em países localizados na Ásia, África e Oceania.

Apesar das diferenças observadas entre o esforço de pesquisa nos países com maior e menor desenvolvimento econômico, essas diferenças não foram estatisticamente significativas (Kruskal-Wallis: $p > 0.05$) (Fig. 2).

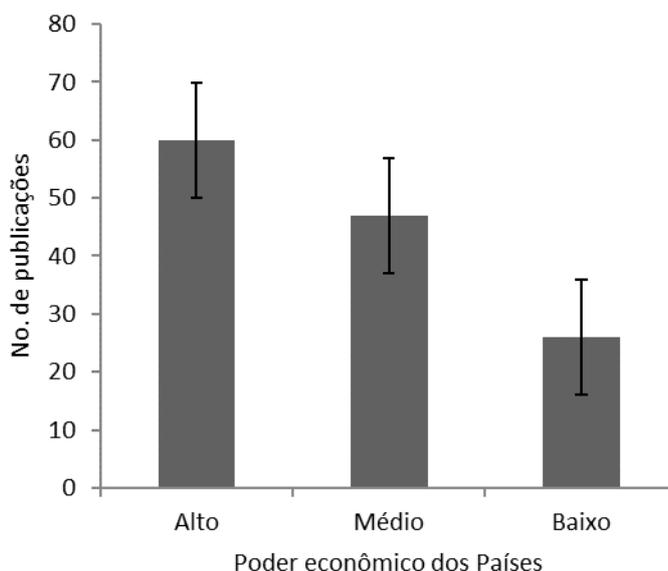


Figura 3. Número de publicações para organismos bioindicadores de ecossistemas aquáticos, de acordo com o poder econômico (High, Medium ou Low) dos países. As publicações foram categorizadas de acordo com o GNI per capita do país onde o estudo foi realizado: (a) low, <10 ; (b) medium, $>10 \leq 30$; (c) alto, >30 vezes a renda necessária para viver no limiar da pobreza.

Foram identificados 14 grupos utilizados como bioindicadores nos artigos revisados, a análise de covariância mostrou diferenças significativas na quantidade de pesquisas sendo realizadas entre os diferentes grupos taxonômicos (ANCOVA: $p < 0,05$).

Macroinvertebrados com aproximadamente 35% de estudos realizados, foi particularmente mais utilizado como indicador de qualidade da água. Os peixes representaram cerca de 25% dos artigos revisados e foram utilizados com maior frequência para a avaliação da poluição, contaminação por metais pesados e qualidade da água. O fitoplâncton com aproximadamente 10% dos estudos realizados, estavam relacionados à detecção da entrada de nutrientes e qualidade da água. Os demais grupos taxonômicos representaram aproximadamente 30% dos artigos publicados (Fig. 3).

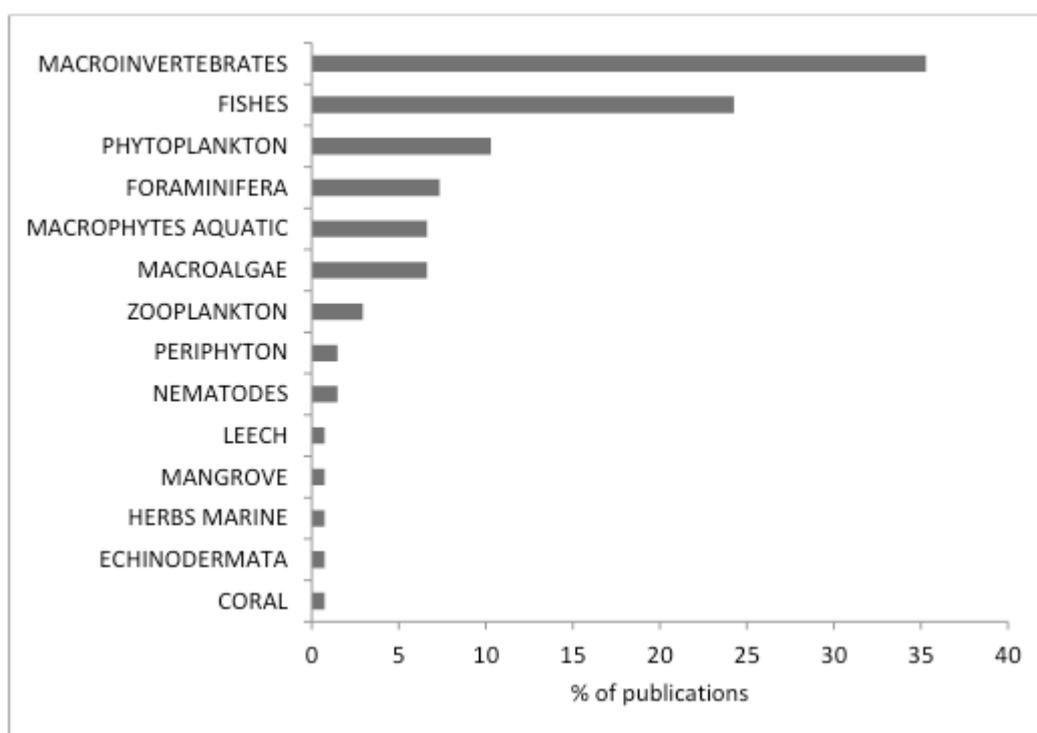


Figura 4. Grupos taxonômicos utilizados como bioindicadores.

4 | DISCUSSÃO

Os resultados apresentados neste trabalho revelam um aumento na quantidade de artigos sendo publicados, com ênfase no uso de bioindicadores pertencentes a diferentes grupos taxonômicos sensíveis à poluição ambiental.

Os primeiros trabalhos com bases científicas, envolvendo organismos bioindicadores em ecossistemas aquáticos, foram realizados na Alemanha por Kolkwitz & Marsson (1909). No final da década de 1960, iniciaram-se os esforços na Europa para testar a aplicabilidade de organismos bioindicadores (Arias et al., 2007).

Estes estudos estão melhorando ao longo dos anos, devido ao incentivo da Directiva Quadro da Água (DQA) que é o principal instrumento de Política da União Europeia relativa à água (WFD, 2000). A directiva visa à alcançar um bom resultado em todas as massas d'água (rios, lagos, córregos, estuários e águas costeiras) até 2020 e exige que a avaliação do estado ecológico do ambiente seja realizado utilizando principalmente indicadores biológicos (Frontalini, 2011).

Neste sentido, o aumento na quantidade de pesquisas utilizando bioindicadores ambientais, tanto em países desenvolvidos quanto em países subdesenvolvidos, se deve ao fato de que, os pesquisadores precisam de ferramentas de baixo custo, relativamente fáceis de serem amostradas, capazes de fornecer resultados claros que possam ser repassados aos gestores e a população em geral (Siddig, 2016).

Vantagens apresentadas pelos grupos taxonômicos mais frequentes nos artigos revisados

Macroinvertebrados

As razões para a popularidade de macroinvertebrados em programas de biomonitoramento incluem: 1) hábito sedentário, sendo representativos da área na qual foram amostrados; 2) em relação aos peixes, os macroinvertebrados apresentam ciclo de vida relativamente curto podendo refletir as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; 3) são abundantes e diversos na maioria dos ecossistemas aquáticos e apresentam diferentes respostas a diferentes impactos; 4) métodos de amostragem apresentam baixo custo e requer poucas pessoas; 5) representam um elo entre produtores primários e servem de alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Callisto et al., 2001).

Peixes

Os peixes apresentam algumas vantagens, dentre as quais podemos destacar: 1) são capazes de fornecer uma resposta a longo prazo devido ao estresse ambiental; 2) são megadiversos e incluem espécies com diferentes níveis tróficos podendo refletir efeitos em todos os níveis da cadeia alimentar; 3) podem apresentar patologia externa devido a poluentes químicos; 5) podem apresentar respostas fisiológicas, morfológicas ou funcionais ao estresse; 6) estão presentes na maioria dos ecossistemas aquáticos com a exceção de ambientes extremamente poluídos e/ou degradados (Chovanee et al., 2003).

Fitoplâncton

Estes organismos são excelentes bioindicadores das condições ambientais, pois são sensíveis às mudanças na qualidade da água, são amplamente utilizados para avaliar o nível de eutrofização das águas, devido à sua resposta rápida à poluição hídrica (Desrosiers et al., 2013).

Foraminíferos

Os foraminíferos são largamente utilizados em monitoramentos biológicos

e entre as principais razões para isso, destaca-se o fato deste grupo apresentar uma elevada diversidade, em torno de 3.000-4.000 espécies (Murray, 2007), serem altamente abundantes, possuírem espécies muito sensíveis às alterações ambientais, apresentarem ciclo de vida curto e reagirem rapidamente às mudanças de curto e longo prazo, tanto em escala local quanto em escala global (Frontalini & Coccioni, 2008, Frontalini et al., 2009).

Espécies bioindicadoras para avaliação de biomarcadores

As análises químicas identificam apenas uma fração de poluentes ambientais, o uso de bioindicadores por sua vez permite avaliar os efeitos globais de poluentes medidos e não medidos que interagem com estressores naturais e outros fatores antropogênicos na complexidade de sistemas naturais (Colin, 2016).

A utilização de espécies bioindicadoras para avaliação da qualidade ambiental, geralmente está associada a biomarcadores que respondem a exposição de um xenobiótico específico (Birk et al., 2012). A escolha destas espécies depende da sensibilidade aos contaminantes específicos, que por sua vez definirão quais biomarcadores serão avaliados. Na verdade o que se mensura é o efeito dos xenobióticos sobre os biomarcadores que consequentemente refletem a saúde dos indivíduos.

Um biomarcador é qualquer célula, molécula, genes, enzimas ou hormônios que sirvam como indicadores de doença ou qualquer outro estado biológico de um organismo (Sahu et al., 2011). Diversos parâmetros biológicos podem ser alterados como consequência da interação de substâncias químicas com o organismo que podem ser utilizados como indicadores biológicos quando existe relação entre intensidade da exposição e efeito da substância (Amorim, 2003).

Os biomarcadores ajudam a compreender como múltiplos estressores afetam a biota aquática. Eles podem ser observados em diferentes níveis de organização dos seres vivos, como molecular, celular, histológico, fisiológico, organismo, população, comunidade e ecossistema (Colin, 2016).

Dentre os biomarcadores mais utilizados destacam-se: O cortisol, geralmente mensurado em peixes para avaliar estresse oxidativo (Wikelski e Cooke, 2006). Quando se trata de crustáceos e bivalves geralmente os biomarcadores mais utilizados são os hormônios hipoglucêmicos e catecolaminosos (Lacoste et al., 2001).

Quando o interesse é medir as respostas de estresse enzimático e oxidativo, muitas enzimas, proteínas e metabólitos podem ser mensurados em espécies bioindicadoras, tais quais: metalotioneínas, glutathione (GSH), Glutathione-S-transferase (GST), as enzimas superóxido dismutase (SOD; converte O₂ a H₂O₂), catalase, glutathione peroxidase, glutathione reductase (Colin, 2016).

A utilização de crustáceos e moluscos também vem sendo empregadas para avaliar a peroxidação lipídica ocasionada por estresse oxidativo a partir da exposição por metais e também danos ao DNA e inibição da Acetilcolinesterase devido a exposição a compostos organoclorados (Faria et al., 2010).

Dentre os efeitos genotóxicos (ou seja, aqueles que alteram a integridade do DNA) que geralmente são avaliados em espécies de peixes e macroinvertebrados, os biomarcadores mais utilizados são ensaio do cometa (Frenzilli et al., 2009) e teste do micronúcleo (Guilherme et al., 2014).

Biomarcadores histopatológicos também são amplamente utilizados no Biomonitoramento, utilizando bioindicadores como Macroinvertebrados e peixes para observar o grau das lesões em tecidos e órgãos, ocasionados por poluentes químicos (Faria et al., 2014).

A utilização de biomarcadores em níveis mais baixos do sistema biológico são capazes de fornecer informações sobre o início de efeitos tóxicos (Depledge e Fossi, 1994) em espécies bioindicadoras antes que esses efeitos sejam observados em níveis mais altos, como em nível de populações e comunidades (Freire et al, 2008; Lama e Gray, 2003).

5 | CONCLUSÃO

No geral, esta revisão bibliográfica mostrou um aumento significativo na quantidade de publicações nos últimos 21 anos para o monitoramento e gestão ambiental dos ecossistemas aquáticos em diferentes revistas técnicas. Tendo em vista que, os organismos bioindicadores são confiáveis, possuem baixo custo de amostragem além de apresentarem respostas relativamente rápidas a um impacto ambiental. Além disso, foi possível observar que diferentes grupos taxonômicos apresentam diferentes sensibilidades às fontes de poluição. Embora o conhecimento destes organismos tenha aumentado, esta área ainda está longe de ser completamente compreendida e representa um grande desafio para ciência devido a ausência de um protocolo de amostragem que possa integrar as relações causa-efeito entre organismos bioindicadores e os processos de interesse.

REFERÊNCIAS

AMORIM, L.C.A. O **Uso dos Biomarcadores na Avaliação da Exposição Ocupacional a Substâncias Químicas**. Revista Brasileira Medicina do Trabalho. v(1): 124-132. 2003.

ARIAS, R. L.; BUSS, D. F.; ALBUQUERQUE, C. de.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. **Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos**. Ciências & Saúde Coletiva, 12(1): 61-72. 2007.

BECK, M. W.; TOMCKO, C. M.; VALLEY, R. D.; STAPLES, D. F. **Analysis of macrophyte indicator variation as a function of sampling, temporal, and stressor effects**. Ecological Indicators, v.46: 323-335. 2014.

BIRK, S., BONNE, W., BORJA, A., BRUCET, S., COURRAT, A., POIKANE, S., et al. **Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive**. Ecological Indicators. v.18, 31-41. 2012.

BURGER, J. **Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research.** Environmental Bioindicators, v.1: 22–39. 2006.

CALLISTO, M.; MORETTI, M. & GOULART, M. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos.** Revista Brasileira Recursos Hidrico, 6 (1): 71-82. 2001.

CHOVANEE, A.; HOFER, R.; SCHIEMER, F. **Trace Metals and other Contaminants in the Environment. In: Fish as bioindicators. Bioindicators and Biomonitor.** v.(6): 639-676. 2003.

COLIN, N.; PORTE, C.; FERNANDES, D.; BARATA, C.; PADRÓS, F.; CARRASÓN, M.; MONROY, M.; ROCABAYERA-CANO, ORIOL; SOSTOA, A.; PIÑA, B.; VEIGA-MACEDO, A. **Ecological relevance of biomarkers in monitoring studies of macroinvertebrates and fish in Mediterranean rivers.** Science of The Total Environment, v.540: 307-323. 2016.

COSTA, B. N. S.; PINHEIRO, S. C. C.; AMADO, L. L.; LIMA, M. O. **Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon.** Ecological Indicators, v.61(2): 526-545. 2016.

DAMATO, M. **O emprego de indicadores biológicos na determinação de poluentes orgânicos perigosos.** In Maia, N. B.; Martos, H. L.; Barrella, W. (Org.). Indicadores ambientais: conceitos e aplicações. São Paulo: EDUC – Editora da PUC –SP. p. 227-236. 2001.

DEPLEDGE, M. H; FOSSI, M.C. **The role of biomarkers in environmental assessment (2).** Invertebrates. Ecotoxicology Sep.; 3(3):161-72. 1994.

DESROSIERS, C.; LEFLAIVE, J.; EULIN, A.; TEN-HAGE, L. **Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems.** Ecological Indicators, v.32: 25-34. 2013.

DIMITRIOU, P. D.; KARAKASSIS, L.; PITTA, P.; TSAGARAKI, T. M.; APOSTOLAKI, E. T.; MAGIOPOULOS, L.; NIKOLIOUDAKIS, N.; DILIBERTO, S.; THEODOROU, J. A.; TZOVENIS, I.; KAGALOU, I.; BEZA, P.; TSAPAKIS, M. **Mussel farming in Malaikos Gulf and quality indicators of the marine environment: Good Benthic below poor pelagic ecological status.** Marine pollution Bulletin, v.101(2): 784-793.

FABRICIUS, K. E.; COOPER, T. F.; HUMPHREY, C.; UTHICKE, S.; ATH, G. DE.; DAVIDSON, J.; LEGRAND, H.; TOMPSON, A.; SCHAFFELKE, B. **A bioindicator system for water quality on inshore coral reefs of the Great Barrier Reef.** Marine Pollution Bulletin, v.65(4-9): 320-332. 2012.

FARIA, M.; LÓPEZ, M.A.; DÍEZ, S.; BARATA, C. 2010. **Are native naiads more tolerant to pollution than exotic freshwater bivalve species? An hypothesis tested using physiological responses of three species transplanted to mercury contaminated sites in the Ebro River (NE, Spain).** Chemosphere v.(81): 1218–1226. 2010.

FARIA, M., OCHOA, V., BLÁZQUEZ, M., SAN JUAN, M.F., LAZZARA, R., LACORTE, S., et al., 2014. **Separating natural from anthropogenic causes of impairment in Zebra mussel (Dreissena polymorpha) populations living across a pollution gradient.** Aquatic Toxicology v(152): 82–95.

FOSTER, W. J.; CHÂTELET, E. A. DU.; ROGERSON, M. **Testing benthic foraminiferal distributions as a contemporary quantitative approach to biomonitoring estuarine heavy metal pollution.** Marine Pollution Bulletin, v.64(5): 1039-1048. 2012.

FRENZILLI, G.; NIGRO, M.; LYONS, B.P. **The Comet assay for the evaluation of genotoxic impact in aquatic environments.** Mutation Research/Reviews in Mutation Research. v.681(1): 80–92. 2009.

FREIRE, M.M. et al. **Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos.** Oecologia brasiliensis, v12(3):347-354. 2008.

- FRONTALINI, F. & COCCIONI, R. **Benthic foraminifera for monitoring heavy metal pollution: a case study from the Central Coast Adriatic Sea Italy.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 404-417. 2008.
- FRONTALINI, F.; BUOSI, C.; COCCIONI, R.; CHERCHI, A.; BUCCI, C. **Benthic foraminifera as bio-indicators of trace element pollution in the lagoon of Santa Gilla heavily contaminated (Cagliari, Italy).** *Marine Pollution Bulletin*, 58: 858-877. 2009.
- FRONTALINI, F.; COCCIONI, R. **Benthic foraminifera as bioindicators of pollution: A review of Italian research over the last three decades.** *Revue de Micropaléontologie*, v54: 115-127. 2011.
- GIORGIO, A.; BONIS, S. DE.; GUIDA, M. **Macroinvertebrate and diatom communities as indicators for the biological assessment of river Picentino (Campania, Italy).** *Ecological Indicators*, v.64: 85-91. 2016.
- GUILHERME, S.; SANTOS, M.A.; GAIVÃO, I.; PACHECO, M. **Are DNA- damaging effects induced by herbicide formulations (Roundup® and Garlon®) infish transient and reversible upon cessation of exposure?.** *Aquatic Toxicology* v.(155): 213–221. 2014.
- HARGUINTEGUY, C. A.; COFRÉ, M. N.; CIRELLI, A. F.; PIGNATA, M. L. **The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. As potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals.** *Microchemical Journal*, v.124: 228-234. 2016.
- HERING, D.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; CARVALHO, L.; ELLIOTT, M.; FELD, C. K.; HEISKANEN, A. S.; JOHNSON, R. K.; MOE, J.; PONT, D.; SOLHEIM, A. L.; BUND, W. **The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future.** *Science Total Environmental*, 408: 4007–4019. 2010.
- JIANG, Y.; YANG, E. J.; MIN, J. O.; KANG, S. H.; LEE, A. H. **Using pelagic ciliated microzooplankton communities as an indicator for monitoring environmental condition under impact of summer sea-ice reduction in western Arctic Ocean.** *Ecological Indicators*, v.34: 380-390. 2013.
- JÚNIOR, DA C. S. M.; HAMADA, L. J. N. **Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality.** *Ecological Indicators*, v.48: 303-311. 2015.
- KARIM, M. S. A. EL. **Epipellic algal distribution in Ismailia Canal and the possible use of diatoms as bioindicators and a biomonitoring tool.** *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, v.40(4): 385-393. 2014.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. **Oekologie der tierischen Saprobien.** *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, v.2: 126-152. 1909.
- LACOSTE, A., MALHAM, S.K., CUEFF, A., POULET, S.A. **Stress-induced catecholamine changes in the hemolymph of the oyster *Crassostrea gigas*.** *General and Comparative Endocrinology*. v.122 (2): 181–188. 2001.
- LÁNG, J.; KŐHIDAI, L. **Effects of the aquatic contaminant human pharmaceuticals and their mixtures on the proliferation and migratory responses of the bioindicator freshwater ciliate *Tetrahymena*.** *Chemosphere*, v.89(5): 592-601. 2012.
- LIUA, W. X.; WANGA, Y.; HEA, W.; QINA, N.; KONGA, X. Z.; HEA, Q. S.; YANGA, B.; YANGA, C.; JIANGA, Y. J. JORGENSENB, S E.; XUA, F. L. **Aquatic biota as potential biological indicators of the contamination, bioaccumulation and health risks caused by organochlorine pesticides in a large, shallow Chinese lake (Lake Chaohu).** *Ecological Indicators*, v.60: 335-345.
- LOH, J.; GREEN, R.E.; RICKETTS, T.; LAMOREUX, J.; JENKINS, M.; KAPOS, V.; RANDERS, J. **The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity.** *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.*, 360 (2005), pp. 289–295.

MARZIN, A.; ARCHAIMBAULT, V.; BELLIARD, J.; CHAUVIN, C.; FRANÇOIS, D.; PONT, D. **Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures?**. *Ecological Indicators*, v(23): 56-65. 2012.

MORRO, C. A.; NIELL, G. M.; TABERNER, A. M. **Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds.** *Journal of Environmental Management*, v.(95): S71-S76. 2012.

MSFD. Common implementation strategy for Marine Strategy Framework Directives (2008/56/EC). **Establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).** Official Journal of the European Union, p. 164. 2008.

OGUNKUNLE, C. O.; MUSTAPHA, K.; OYEDEJI, S.; FATOBA, P. O. **Assessment of metallic pollution status of surface water and aquatic macrophytes of earthen dams in Ilorin, north-central of Nigeria as indicators of environmental health.** *Journal of King Saud University – Science*, In Press, Corrected Proof – Note to users. 2015.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL <http://www.R-project.org/>. 2015.

RAUTENBERGA, G. E.; AMÉB, M. V.; MONFERRÁNC, M. V.; BONANSEAB, R. I.; HUEDA, A. C. **A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basin of Suquíá River.** *Ecological Indicators*, v.48: 706-720. 2015.

RAVALLION, M.; CHEN, S.; SANGRAULA, P. **Dollar a day revisited.** *The World Bank Economic Review*, 23, 163-184.

SAHU, P. et al. **Biomarkers: An Emerging Tool for Diagnosis of a Disease and Drug Development.** *Asian Journal of Research in Pharmaceutical Sciences*. v(1): 09-16. 2011

SCHUBERT, P. R.; KAREZ, R.; REUSCH, T. B. H.; DIERKING, J. **Isotopic signatures of eelgrass (*Zostera marina* L.) as bioindicator of anthropogenic nutrient input in the western Baltic Sea.** *Marine Pollution Bulletin*, v.72(1): 64-70. 2013.

SIDDIG, A. A. H.; ELLISON, A. M.; OCHS, A.; VILLAR-LEEMAN, C.; LAU, M. K. **How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*.** *Ecological Indicators*, v.60: 223-230.

SPELLERBERG, I. F. **Monitoring Ecological Change.** Cambridge University Press, Cambridge. 2005.

TEITTINEN, A.; TAKA, M.; RUTH, O.; SOININEN, J. **Variation in stream diatom communities in relation to water quality and catchment variables in a boreal, urbanized region.** *Science of The Total Environment*, v.530(531): 279-289. 2015.

TESTI, A.; FANELLI, G.; CROSTI, R.; CASTIGLIANI, V.; ANGELI, D. D. **Characterizing river habitat quality using plant and animal bioindicators: A case study of Tirino River (Abruzzo Region, Central Italy).** *Ecological Indicators*, v.20: 24-33. 2012.

WFD-CIS. Common implementation strategy for water framework directive (2000/60/EC). **Guidance Document No. 5. Transitional and coastal waters – typology, reference conditions and classification systems.** Working Group 2.4-COAST. Office for Official Publications of the European Communities, p. 107. 2003.

WHITFIELD, A. K. **Fishes as Indicators of Estuarine Health.** Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. 2014.

WIKELSKI, M. & COOKE, S.J. **Conservation physiology.** *Trends in Ecology & Evolution*. v.21(1):

38–46. 2006.

USE OF PEN SQUID (*Loligo sp*) FOR THE TREATMENT OF RESPIRATORY DISEASES: AN ETHNOPHARMACOLOGICAL SURVEY

Giovanna dos Passos

Universidade do Vale do Itajaí, Ciências Biológicas, Laboratório de Imunopatologia II
Itajaí – SC

Ana Angélica Steil

Universidade do Vale do Itajaí, Ciências Biológicas, Laboratório de Imunopatologia II
Itajaí – SC

RESUMO: A importância dos produtos marinhos para a biotecnologia já é algo estabelecido, sendo estes, fonte de diversas substâncias bioativas. Sabe-se que a medicina popular tem o costume de utilizar invertebrados no tratamento de doenças. Porém, as informações etnofarmacológicas sobre zooterapia ainda são poucas quando comparadas às plantas medicinais. Este trabalho, através de um estudo qualitativo, buscou sistematizar as informações sobre o uso da pena da lula (*Loligo sp.*) na medicina popular, para o tratamento de doenças alérgicas pulmonares. A coleta de dados foi realizada de dezembro de 2016 a março de 2017, nos municípios de Itajaí e Penha, Santa Catarina, Brasil. Foram realizadas entrevistas semi-estruturadas utilizando-se formulário composto de 12 questões abertas e objetivas. Foram entrevistados pescadores, trabalhadores de mercado público, benzedeiros e umbandistas. A pesquisa contou com um

total de dez participantes somados os dois municípios estudados. Segundo os relatos, a obtenção da pena da lula é feita diretamente com o pescador ou no mercado público. Quanto ao preparo, faz-se uma infusão com o pó da pena da lula previamente torrada e triturada, deixa-se descansar e ingere-se o chá assim que este estiver morno. Estas informações servem de base para futuras pesquisas bioquímicas e farmacológicas visando o desenvolvimento de novos fármacos para tratamento de doenças alérgicas pulmonares.

PALAVRAS-CHAVE: Etnofarmacologia, medicina popular, asma, pena da lula.

ABSTRACT: Natural products are the most important source of new bioactive substances, much of this natural wealth comes from the oceans. It is known that popular medicine use invertebrates in the treatment of diseases. However, the ethnomedicinal information about zotherapy is still few when compared to the medicinal plants. This work, through a qualitative survey, sought to systematize the information about the use of the pen squid (*Loligo sp.*) In popular medicine, for the treatment of allergic pulmonary diseases. Data collection was performed from December 2016 to March 2017, in the municipalities of Itajaí and Penha, Santa Catarina, Brazil. Semi-structured interviews were carried out using a

form composed of 12 open and objective questions. Fishermen, public market workers, healers and Umbanda practitioners were interviewed. The survey counted on a total of ten participants added the two municipalities studied. According to reports, the community obtain the pen squid directly with fishermen or at the public market. As for the preparation, the pen squid is toasted and crushed and with its powder is made an infusion. The information obtained in our study is serving as a basis for investigations regarding the action of the pen squid in an experimental model of pulmonary diseases.

KEYWORDS: Ethnopharmacology, popular medicine, asthma, pen squid.

1 | INTRODUCTION

Natural products are the most important source of new bioactive substances, much of this natural wealth comes from the oceans, which represent the largest concentration of life on the planet, covering about 70.8% of the earth's surface. The connectivity between the marine beings of a given community and the adaptation to survival due the environmental limitations to which they are submitted, generate an admirable source of biocomposites where new sources of pharmaceutical products can be found (FELICIO; OLIVEIRA; DEBONSI, 2012; ZARDO *et. al.*, 2016).

Many pharmacological studies have been developed in Brazil and around the world, seeking to evidence and prove the activities of several compounds based on reports from a particular community. Ethnopharmacology represents a set of science with popular knowledge, in favor of the development of alternatives for the treatment of diseases. In a broader sense, ethnopharmacology is based on approaches from the sociocultural sciences and from the natural/medical sciences (ELISABETSKY, 2003; HEINRICH; JAGER, 2015). The vast majority of ethnopharmacological studies are about medicinal plants (SALES *et. al.*, 2015; OLIVEIRA, 2017). However, the animals have also been used as an alternative to treat the most diverse diseases and this practice it's called zotherapy. When associated, the use of an animal to a custom of a local population, the studies dedicated to its investigation are known as ethnozoological. And despite their importance, these studies are still few in number compared to studies of medicinal plants that are more numerous (PINTO *et. al.* 2002; COSTA NETO, 2006; ALVES; DIAS, 2010; FELICIO; OLIVEIRA; DEBONSI, 2012; ZARDO *et. al.*, 2016; OLIVEIRA, 2017).

The use of invertebrates as a therapeutic treatment of diseases is a practice frequently found in coastal populations with a certain link between fishery and religious culture (COSTA NETO, 2001). Alves & Dias (2010), in a review article, described 81 species of invertebrates that are used as medicinal proposals and among the categories with the highest number cited, were mollusks, totaling 17 species.

Among the most commonly diseases treated with marine invertebrates is asthma, where starfish, sea urchin and seahorse can be used to relieve the symptoms (SILVA

et al., 2004; ALVES; DIAS, 2010). Costa Neto (2011) specifically mentions the use of squid (*Loligo sp.*) by fishermen in the state of Bahia as a treatment for asthma, but does not describe the preparation, storage, dosage and/or way of use. Once chemical, pharmacological and toxicological scientific investigations (ZARDO et al., 2016) are necessary for the population to make this therapeutic use safer and more effective, the objective of this study was to systematize the information on the use of squid in the northern coast of Santa Catarina, using a qualitative survey, seeking to know the preparation process, time of use and dosages, registering the use in folk medicine of this marine invertebrate in order to found subsidies for future biotechnological studies of the marine diversity.

2 | MATERIAL AND METHODS

Area Of Study And Interview Procedure

This research was realized from December 2016 to March 2017 in the municipalities of Penha (26°46'10 "S, 48°38'45" W) and Itajaí (26°54'30 "S, 48°39'45" W), north-central State of Santa Catarina, comprising part of the Vale do Itajaí Mesoregion. This was a qualitative study for register the popular knowledge about the use of squid (*Loligo sp.*).

The collection of information was through semi-structured interviews, through a form composed by 12 open and objective questions. At the beginning of each interview, the interviewee was informed about the objectives of the study and was asked about their willingness to participate in the study. The survey had a total of 10 interviewees added the municipalities of Itajaí (SC) and Penha (SC).

Inclusion criteria for participation were: fishermen; umbanda center workers; public market workers; people who made the use and people who knew about the use of squid for the treatment of asthma. As criteria of exclusion, were adopted the non-knowledge of the use by the interviewee and non-availability for the interview.

The research project was presented to the Research Ethics Committee of the Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI) and after receiving the opinion of number 1.861.899, the interviews were started.

3 | RESULTS AND DISCUSSION

Our survey had a total of 10 participants interviewed, adding the two municipalities. All persons who have used or heard about the use of the pen squid, have some relation with fishermen or have known through fishermen, folk healers and/or religious people.

In a study published by Silva *et. al.* (2004) it was observed that public markets are rich in information about the use of invertebrates in folk medicine, the practice is known

among employees and often passed on to clients seeking such information. Based on this study, the site chosen for data collection in the city of Itajaí (SC) was the public market, also known as “Fish Market”, and was interviewed 6 employees.

Following the same methodology adopted by Souza (2012), it was observed that umbanda practitioners usually indicate the use of plants and animals for the treatment of patients, in the city of Penha (SC), 2 umbanda practitioners were interviewed. Religious leaders usually make indications to practitioners with proper instructions on how to prepare and how long they should be used. Also in the same municipality, were interviewed another 2 participants connected to artisanal fishermen of the municipality of Penha. This data corroborates the reports of Costa Neto (2011) on the use of invertebrates for the treatment of diseases inside the fishing culture.

In terms of the obtainment and preparation of the pen squid’s tea, all the interviewees stated that they obtained directly from fishermen and/or public market employees and recommended the same form of preparation: an infusion with the powder of the inner shell of the squid, also known as pen squid, previously toasted and crushed, after the tea steep, drink as soon as possible; the powder of the pen squid can also be mixed with food.

About the efficacy of the pen squid, among those interviewed in the public market, an employee said that there was improvement after three months and three times a day use and the remaining five wasn’t able to affirm about it because they only knew about the use, from of customers who usually go to the market to obtain the pen squid along with their routine purchases, and didn’t follow the course of the treatment. The umbanda practitioners said that all the people who were treated with tea in the umbanda center obtained improvements, but, according to the interviewees, the time to observe improvement of the symptoms of the disease, is quite variable. Two other interviewees in Penha (SC) reported that there was improvement of symptoms after one month. None of the respondents reported a side effect of using the pen squid.

It is known that the pen squid is composed basically of chitin. Chitin, in turn, is a linear polysaccharide composed of N-acetylglucosamine, widely distributed in nature. Some studies demonstrated, among other positive pharmacological effects, a reduction in the Th2 standard immune response characteristic of allergies after the use of chitin microparticles (STRONG *et. al.*, 2002; MIN-JUNG *et. al.*, 2013).

Through oral administration in mice and with chitin obtained directly from the pen squid, Min-Jung *et. al.* (2013) observed inhibitory effects of allergic responses to food-induced hypersensitivity. b-chitin particles suppressed anaphylactic symptoms and inhibited Th2 standard response.

Although there are studies on the anti-inflammatory activity of chitin, these are still few (PARK; KIM, 2010) making it necessary in-depth studies of the biological activities of this polysaccharide. In addition, the findings on our study instigate chemical, pharmacological and toxicological investigations regarding the action of the pen squid on allergic pulmonary inflammation so the population can use it safely.

4 | CONCLUSION

Pen squid is used in folk medicine for the treatment of allergic diseases through an infusion an infusion with the powder of the inner shell of the squid, also known as pen squid, previously toasted and crushed. Chemical, pharmacological and toxicological studies are necessary to prove the effectiveness attributed to this popular custom. The information obtained in our study is serving as a basis for investigations regarding the action of the pen squid in an experimental model of pulmonary diseases.

REFERENCES

- ALVES, R. R. N.; DIAS, T. L. P. Usos de invertebrados na medicina popular no Brasil e suas implicações para a conservação. **Tropical Conservation Science**. vol. 3. p 159-174, 2010.
- BRUSCA, R. C.; BRUSCA, G. J. **Invertebrates**. 2. ed. Massachusetts: Sinauer, 2002. 936 p.
- CAMARGO, M. T. L. A. Os poderes das plantas sagradas numa abordagem etnofarmacológica. **Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia**. São Paulo, n. 15-16, p. 395-410, 2006.
- COSTA NETO, E. M. **A cultura pesqueira do litoral norte da Bahia: etnoictiologia, desenvolvimento e sustentabilidade**. Bahia: Edufal, 2001. 159 p.
- COSTA NETO, E. M. Os moluscos na zooterapia: medicina tradicional e importância clínico-farmacológica. **Biotemas**. Florianópolis, v. 19, n. 3, p. 71-78, 2006.
- COSTA NETO, E. M. A zooterapia popular no Estado da Bahia: registro de novas espécies animais utilizadas como recursos medicinais. **Ciência e saúde coletiva**. Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 1639-1650, 2011.
- ELISABETSKY, E. Etnofarmacologia. **Ciência e Cultura**. São Paulo, v. 55, n. 3, 2003.
- FELICIO, R.; OLIVEIRA, A. L. L.; DEBONSI, H. M. Bioprospecção a partir dos oceanos: conectando a descoberta de novos fármacos aos produtos naturais marinhos. **Ciência e Cultura**. São Paulo, v. 64, n. 3, p. 39-42, 2012.
- HEINRICH, M; JAGER, A. K.; **Ethnopharmacology**. Chichester: Wiley-Blackwell, 2015. 462 p.
- HUNT, S.; NIXON, M. A comparative study of protein composition in the chitin-protein complexes of the beak, pen, sucker disc, radula and oesophageal cuticle of cephalopods. **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry**. Grã-Bretanha, v. 68, n. 4, p 535-546, 1981.
- MIN-JUNG, B.; HEE, S.S; EN-KYOUNG, K.; JAEHEUNG, K.; DONG-HWA, S. Oral administration of chitin and chitosan prevents peanut-induced anaphylaxis in a murine food allergy model. **International journal of biological macromolecules**. v. 61, p. 164-168, 2013.
- OLIVEIRA, V. J. S. Caracterização das Produções Científicas Sobre Levantamento Etnobotânico de Plantas Medicinais: Revisão Integrativa. **Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**. São Paulo, v.21, n. 1, p. 42-47, 2017.
- PARK, B. K.; KIM, M-M. Applications of Chitin and Its Derivatives in Biological Medicine. **International Journal of Molecular Sciences**. Basel, v. 11, n. 12, p. 5152–5164, 2010.

PINTO, A. C.; SILVA, D. H. S.; BOLZANI, V.S.; LOPES, N. P.; EPIFANIO, R. A. Produtos naturais: atualidade, desafios e perspectivas. **Química Nova**. São Paulo, v. 25, n. 1, p. 45-61, 2002.

SALES, M. D. C., SARTOR, E. B., GENTILLI, R. M. L. Etnobotânica e etnofarmacologia: medicina tradicional e bioprospecção de fitoterápicos. **Salus – Journal of Health Sciences**. Vitória, v. 1, n. 1, p. 17-26, 2015.

SILVA, M. L. V.; ALVES, A. G. C.; ALMEIDA, A. V. A zooterapia no Recife (Pernambuco): uma articulação entre as práticas e a história. **Biotemas**. Florianópolis, v. 17, n. 1, p. 95-116, 2004.

SOUZA, C. B. **Uso de plantas medicinais em comunidades religiosas no Brasil: Conhecimento tradicional & Riscos potenciais**. 2012. 30 f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Estadual Paulista, Araraquara. 2012.

STRONG, P.; CLARK, H.; REID, K. Intranasal application of chitin microparticles down-regulates symptoms of allergic hypersensitivity to *Dermatophagoides pteronyssinus* and *Aspergillus fumigatus* in murine models of allergy. **Clinical & Experimental Allergy**. Oxford, v. 32, n. 12, p. 1794-1800, 2002.

VO, TS.; KIM, SK. Chitin and its beneficial activity as an immunomodulator in allergic reactions. In: KIM, SK. (Ed.). **Seafood Processing By-Products – Trends and applications**. New York: Springer-Verlag, 2014. p. 361-369.

ZARDO, A.; OTENIO, J. K.; LOURENÇO, E. L. B.; GASPAROTTO JUNIOR, A.; JACOMASSI, E. Levantamento de informações etnobotânicas, etnofarmacológicas e farmacológicas registradas na literatura sobre *Tropaeolum majus* L. (Chaguinha). **Arquivos de Ciências da Saúde**. UNIPAR, Umuarama, v. 20, n. 3, p. 195-198, 2016.

MONITORAMENTO DA MALACOFAUNA DE COSTÕES ROCHOSOS NA ÁREA DA CENTRAL NUCLEAR ALMIRANTE ÁLVARO ALBERTO, BAÍA DA ILHA GRANDE, ANGRA DOS REIS/RJ, BRASIL

Rodrigo Martins de Amorim

Eletronuclear, Laboratório de Monitoração
Ambiental, Divisão de Análise Radiológica e
Ambiental (DARA.T)
Paraty - RJ

João Pedro Garcia Araújo

Eletronuclear, Departamento de Gestão Ambiental
(DGA.T) Rio de Janeiro - RJ

RESUMO: As Usinas Nucleares de Angra 1 e 2, situadas em Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, utilizam água do mar em seu sistema de condensadores de vapor, com captação de água na Enseada de Itaorna e liberação no Saco Piraquara de Fora, havendo aquecimento da água que volta para o ambiente. Este trabalho teve como objetivos apresentar os resultados do monitoramento dos moluscos marinhos de costão rochoso no entorno da Central Nuclear. Foram realizadas 04 coletas nos meses de março, junho, agosto e dezembro de 2016. As amostragens foram realizadas com *quadracts* de 1,0 m² em 10 pontos na Piraquara de Fora, área que recebe os efluentes térmicos, e em 04 pontos afastados do empreendimento, considerados como controle. Foram medidas a temperatura da superfície do mar (TSM) e a salinidade. Para testar as associações entre a TSM e o número de táxons foi empregada a correlação de Spearman. A similaridade

da malacofauna foi analisada por meio de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e análise de agrupamento. A área adjacente ao lançamento dos efluentes térmicos apresentou o menor número de táxons e as maiores temperaturas, sendo observada uma correlação negativa significativa entre a TSM e o número de táxons de moluscos. Assim, pode-se considerar que os moluscos de costões rochosos são bons descritores das alterações provocadas pelos efluentes térmicos da Central Nuclear.

PALAVRAS-CHAVE: Moluscos, Usina Nuclear, Efluente Térmico.

ABSTRACT: The Angra 1 and 2 nuclear power plants, located in Angra dos Reis, state of Rio de Janeiro, in Brazil, use seawater in their steam condenser system. The cooling water intake is located at the Itaorna beach, and the water discharge happens at Piraquara de Fora bay, where warm water is released back to the environment. The objective of this work was to present the results of the monitoring of rocky sea molluscs around the aforementioned nuclear power plants. Four sampling campaigns were carried out during the months of March, June, August and December of 2016. Such samplings were carried out using quadrats of 1.0 m² in 10 points in Piraquara de Fora bay, area that receives the thermal effluents,

and in 4 other points located far away from the power plants, considered as control points. Sea surface temperature (SST) and salinity were also measured. To test the associations between the SST and the number of taxa the Spearman correlation was used. The malacofauna similarity was analyzed through non-metric multidimensional scaling (nMDS) and cluster analysis. It was observed that the area adjacent to the thermal effluent discharge had the lowest number of taxa and the highest SST, and a significant negative correlation was observed between the SST and the number of mollusc taxa. Therefore, the present work shows that the molluscs of rocky shores are good indicators of the environmental changes caused by the thermal effluents from nuclear power plants.

KEYWORDS: Molluscs, Nuclear Power Plant, Thermal Effluent.

1 | INTRODUÇÃO

A Eletrobras Eletronuclear é responsável pela operação da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA), situada no município de Angra dos Reis, litoral sul do Estado do Rio de Janeiro (Figura 1). Atualmente, a CNAAA possui duas usinas em operação, Angra 1 e Angra 2, que possuem reatores do tipo *Pressurized Water Reactor* (PWR). O principal impacto da operação das usinas da CNAAA sobre o meio biótico é decorrente do lançamento de efluentes térmicos, oriundos do sistema de resfriamento dos condensadores, no Saco Piraquara de Fora. A Empresa mantém o Programa de Monitoração de Fauna e Flora Marinha (PMFFM) que tem como objetivo avaliar a influência do lançamento dos efluentes térmicos sobre essas comunidades. O monitoramento começou no início da década de 80, antes da operação da Usina de Angra 1, período este denominado de pré-operacional.

O presente trabalho teve como objetivos apresentar os resultados do monitoramento dos moluscos marinhos de costão rochoso na área de entorno da CNAAA, obtidos no ano de 2016, bem como avaliar sua utilização como parâmetro de monitoramento ambiental.

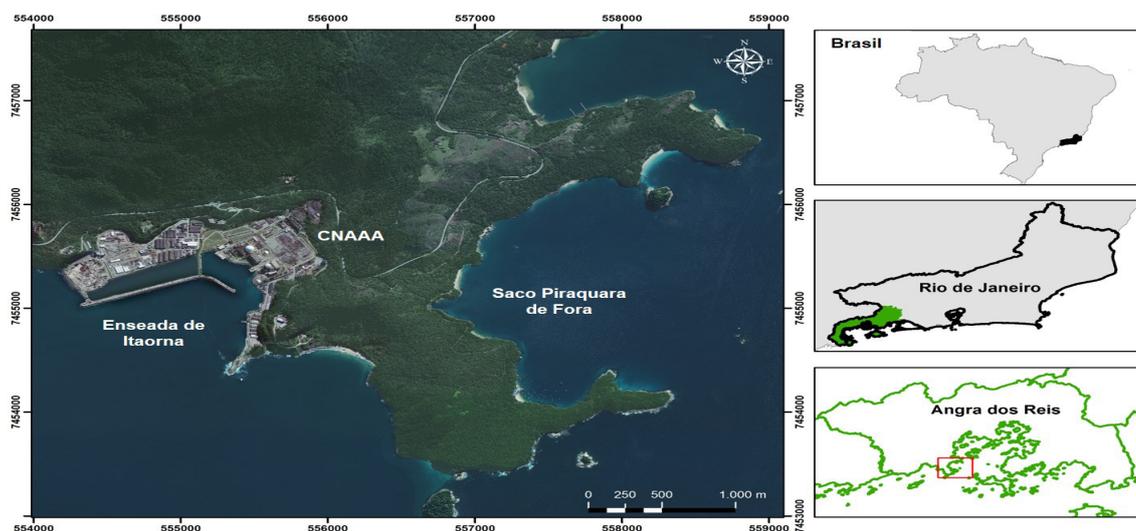


Figura 1 - Localização da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA). Sistema de Coordenadas Geográficas SIRGAS 2000.

2 | METODOLOGIA

Foram realizadas 04 coletas sazonais nos meses de março, junho, agosto e dezembro de 2016 representando, respectivamente, verão, outono, inverno e primavera. As coletas foram realizadas em 14 pontos (Figura 2), sendo 10 pontos no Saco Piraquara de Fora (pontos 02, 09, 23, 26, 32, 34, 43, 50, 52 e 57), área que recebe os efluentes térmicos da Central Nuclear, e 04 pontos considerados como áreas controle. Os controles foram divididos em 02 pontos no Saco Piraquara de Dentro (Ponta da Fortaleza e Ponta do Pasto) e 02 pontos nas proximidades da Enseada de Itaorna, com 01 ponto na Praia do Mamede e 01 ponto na Praia Brava. O desenho amostral foi baseado no Estudo de Impacto Ambiental da Usina de Angra 3 e no histórico de monitoramento já realizado pela Eletronuclear nos anos operacionais anteriores.

Para as amostragens nos pontos de coleta foi utilizado um quadract de 1,0 m², colocado abaixo da faixa ocupada pelas cracas *Tetraclita stalactifera*. A identificação dos espécimes foi realizada no campo evitando-se a coleta dos animais, apenas o material de difícil identificação que necessitava do auxílio de microscópio estereoscópico (lupa) e bibliografia especializada foi coletado e posteriormente identificado. Para o presente trabalho foi considerada apenas a presença dos organismos, não sendo considerada sua abundância.

Durante as amostragens foram medidas a temperatura da superfície do mar (TSM) e a salinidade com uma sonda multiparamétrica. Para testar as associações entre a TSM e o número de táxons de moluscos foi empregada a correlação de Spearman.

Para as análises multivariadas foi calculada a frequência anual de cada táxon

a partir dos dados de presença e ausência. A similaridade da malacofauna de cada ponto foi analisada por meio de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e análise de agrupamento. O percentual de similaridade (SIMPER) foi utilizado para indicar os táxons responsáveis pelas principais diferenças entre os grupos. Em todas estas análises a medida de distância/similaridade adotada foi a de Bray-Curtis. As análises estatísticas foram executadas no programa PAST 3.13 (HAMMER et al., 2001).

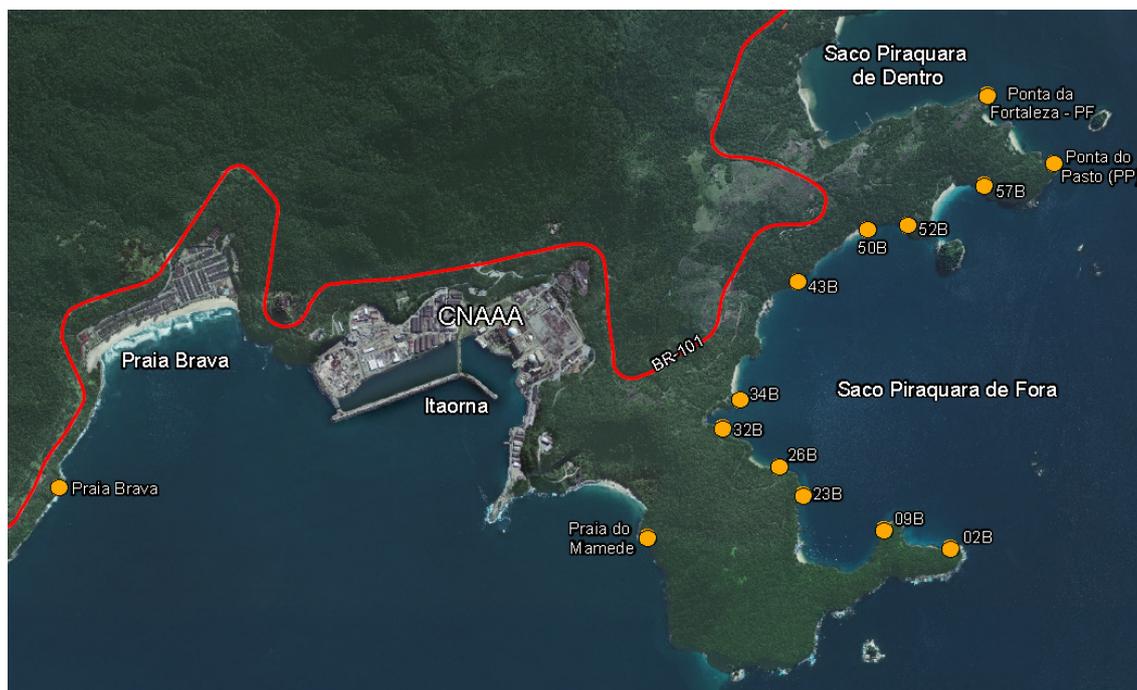


Figura 2 - Pontos de coleta dos dados. Sistema de Coordenadas Geográficas SIRGAS 2000.

3 | RESULTADOS E DISCUSÃO

Foram identificados 22 táxons de moluscos, sendo 20 na Piraquara de Fora, 14 na Piraquara de Dentro e 10 nas Praias do Mamede e Brava. A Ponta do Pasto (PP) e o ponto 09 foram os pontos mais ricos apresentando 12 táxons. Os pontos 32 e 34, localizados na área adjacente ao lançamento dos efluentes apresentaram os menores números de táxons, 05 táxons (Figura 3).

A fauna observada nas três áreas é semelhante e compartilha a maior parte dos táxons. Os gastrópodes *Morula nodulosa* e *Petalochonchus varians*, além do bivalve *Isognomon bicolor* estiveram presentes em todos os meses de amostragem nas três áreas monitoradas. O bivalve *Brachidontes* sp. e os gastrópodes *Fissurella* sp. e *Stramonita haemastoma* também apresentaram frequências maiores ou iguais a 50 % nas três áreas monitoradas.

A TSM apresentou maiores valores na primavera e verão, respectivamente, com médias 31,3 °C e 30,7 °C, e menores no outono (média 23,6°C). Como esperado, os pontos localizados nas áreas mais próximas ao ponto de lançamento dos efluentes

térmicos apresentaram maiores temperaturas médias, sobretudo os pontos 32 e 34, distantes cerca de 100 m do ponto lançamento (Figura 4). Os resultados da correlação de Spearman indicaram uma correlação negativa significativa entre a TSM e o número de táxons de moluscos ($r_s = -0,275$; $p = 0,040$).

A análise de agrupamento (Figura 5) revelou que a malacofauna do ponto 32 é a menos similar em relação ao restante do conjunto de pontos estudados (similaridade de aproximadamente 30%), seguida pela malacofauna do ponto 2 (similaridade de aproximadamente 50%). O restante dos pontos agrupou-se com similaridade de cerca de 60%. Os maiores percentuais de similaridade (> 80%) foram observados entre os pares de pontos 26/34, 23/43, 50/52, PB/PM e PF/PP. O distanciamento dos pontos no nMDS revelou um padrão similar ao observado na análise de agrupamento (Figura 6).

Os resultados da análise de agrupamentos e do nMDS foram semelhantes ao observado no Estudo de Impacto Ambiental de Angra 3 (MRS, 2005) que indicou a presença de um gradiente ambiental onde a área mais próxima do lançamento do efluente representa o ambiente mais descaracterizado em termos de fauna e flora na Piraquara de Fora. Mayer-Pinto et al. (2012) avaliaram a influência dos efluentes da CNAAA na epibiota sésil e concluíram que existe um efeito claro e localizado deste sobre os organismos chegando até 100m de distância do ponto de lançamento. Os autores afirmam ainda que, dependendo da época do ano o impacto pode chegar até 600 m. Vilanova et al. (2004) observaram que a influência da operação da CNAAA na comunidade de esponjas se restringiu às áreas vizinhas ao lançamento do efluente e ficou concentrado na camada superficial da coluna d'água. Essas observações corroboram os dados do mapeamento hidrotérmico da Eletronuclear (AMORIM et al., 2009) e o resultado do estudo de modelagem hidrodinâmica tridimensional (DHI BRASIL, 2014), que indicaram que a influência térmica do efluente diminuiu com a profundidade e concentrou-se na superfície (0,5m de profundidade).

Considerando todos os pontos de amostragem, foi observada uma dissimilaridade média (D) total de 36,975. Os táxons *Brachidontes* sp. (D = 4,655), *Fissurela* sp. (D = 4,568), *Siphonaria pectinata* (D = 3,257), *Isognomon bicolor* (D = 3,168) e *Stramonita haemastoma* (D = 3,165) juntos foram responsáveis por cerca de 50% da dissimilaridade média total.

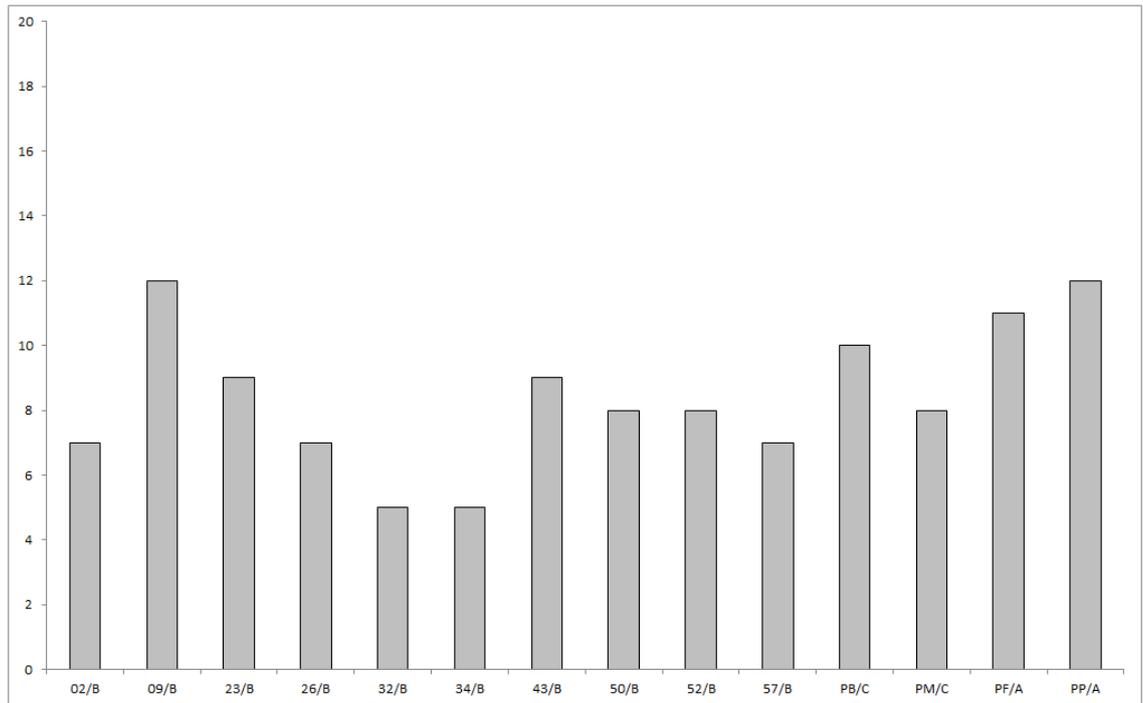


Figura 3 - Número total de táxons de Mollusca por ponto de coleta no ano de 2016.

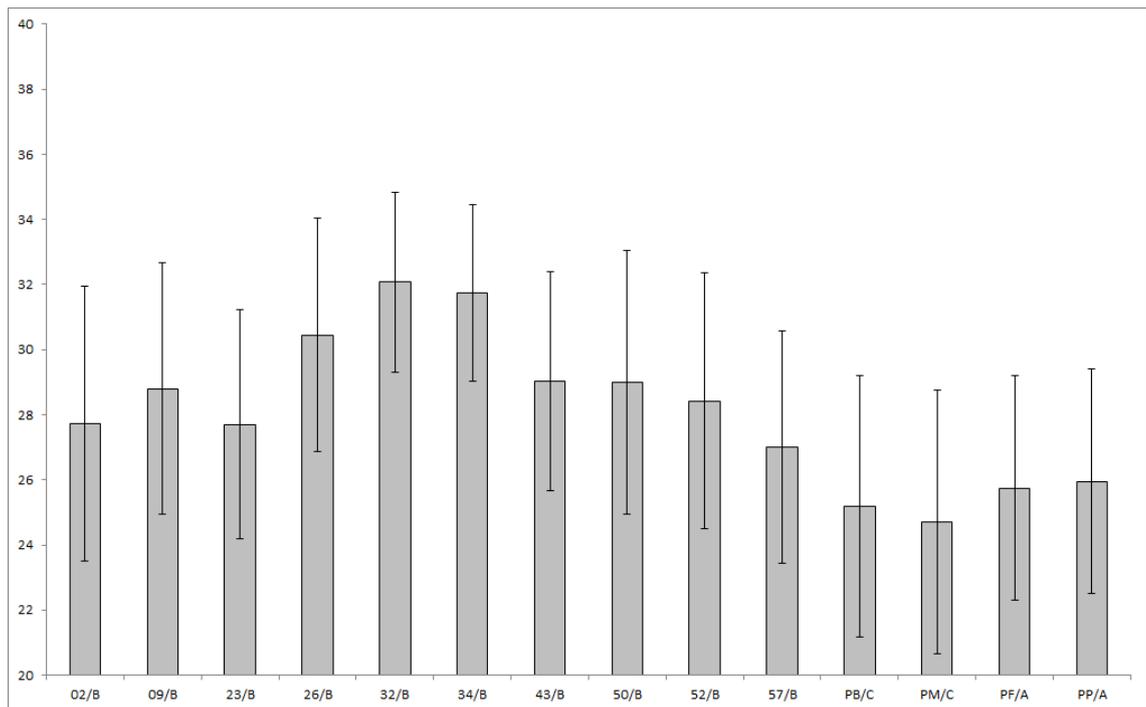


Figura 4 - Média da TSM (°C) nos pontos de coleta no ano de 2016 (a barra indica +1 desvio padrão).

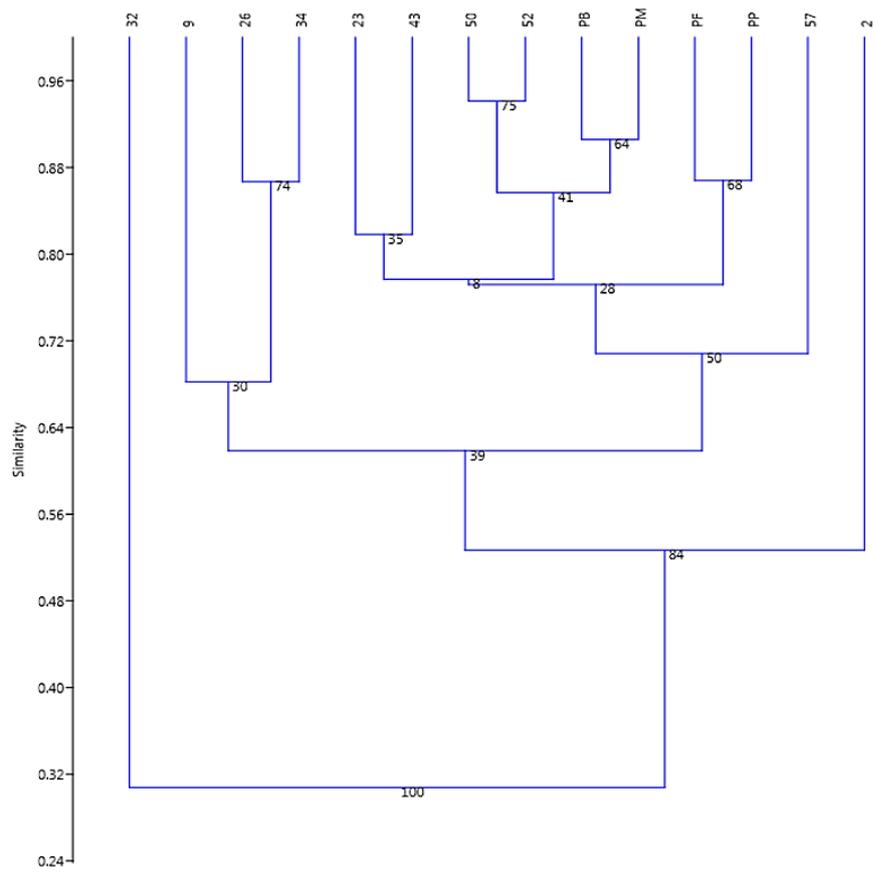


Figura 5 - Dendrograma da análise de agrupamento.

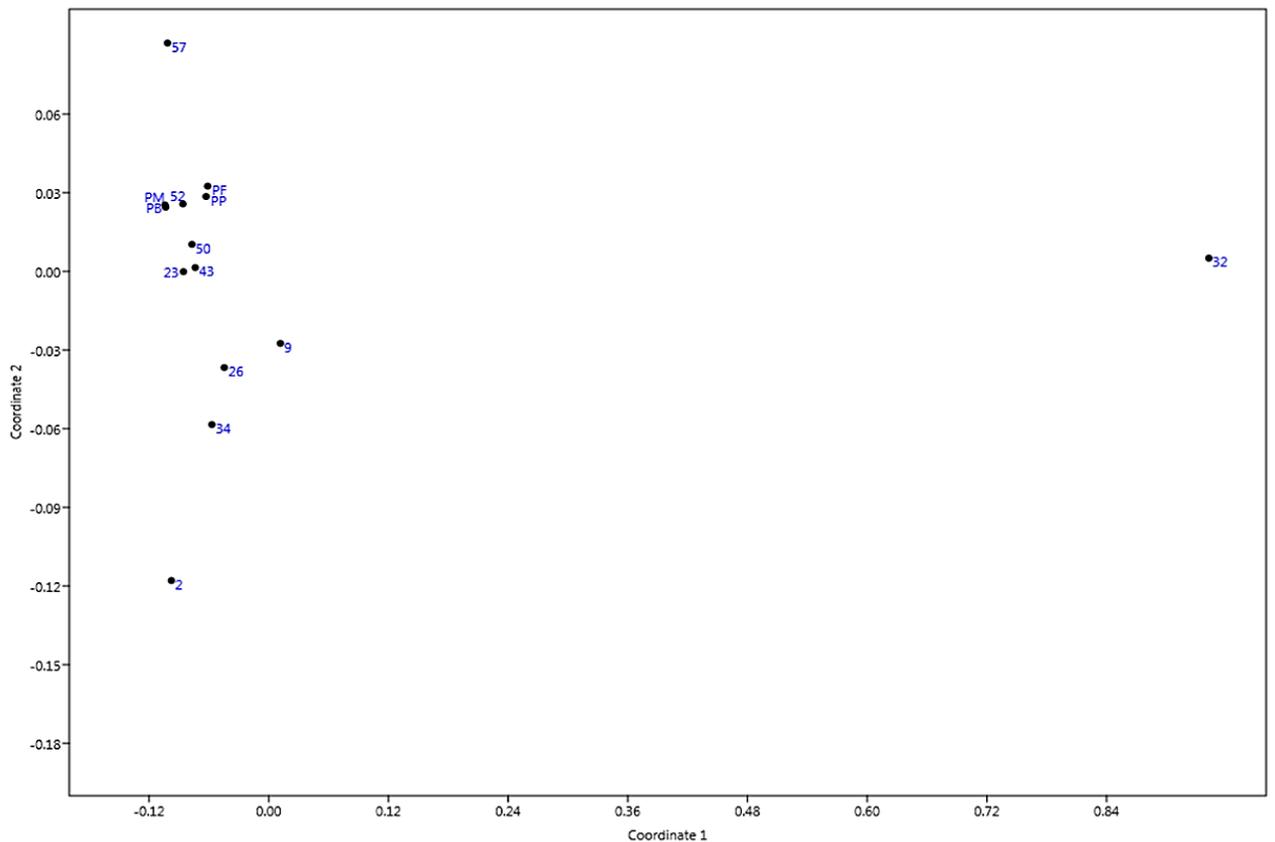


Figura 6 – Resultado do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS).

4 | CONCLUSÃO

A área adjacente ao lançamento dos efluentes térmicos no Saco Piraquara de fora, onde se localizam os pontos 32 e 34, apresentou o menor número de táxons e as maiores temperaturas médias, sendo observada uma correlação negativa significativa entre a TSM e o número de táxons de moluscos. De uma forma geral, os resultados observados apenas com a análise da malacofauna de costão rochoso foram muito semelhantes aos observados para outros grupos, como esponjas, peixes ou mesmo com toda a comunidade de costão. Dessa forma, pode-se considerar que os moluscos de costões rochosos são bons descritores das alterações provocadas pelos efluentes térmicos, devendo ser utilizados como parâmetro de monitoramento ambiental da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto.

REFERÊNCIAS

AMORIM, R.M.; PEREIRA-REIS, K.C.D.; DONATO, R.G.; BLOISE, G.C.; ALMEIDA, A.F.V. Monitoramento da temperatura da água do mar no entorno da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto, Angra dos Reis (RJ). Caderno de Resumos, **II Congresso Brasileiro de Biologia Marinha**, Armação de Búzios/RJ, 2009.

DANISH HYDRAULIC INSTITUTE BRAZIL – DHI BRASIL. **Estudo de modelagem hidrodinâmica**

tridimensional – Modelagem hidrodinâmica e de dispersão do efluente térmico da Central Nuclear. Relatório Técnico, 2014. 60 p.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 9 p., 2001.

MRS ESTUDOS AMBIENTAIS – MRS. **Estudo de Impacto Ambiental – EIA – da Unidade 3 da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto**. 2005. Disponível em: <<http://www.eletronuclear.gov.br/hotsites/eia/index.html>>. Acesso em: 26/05/2017.

MAYER-PINTO, M.; IGNACIO, B.L.; SZÉCHY, M.T.M.; VIANA, M.S.; CURBELO-FERNANDEZ, M.P.; LAVRADO, H.P.; JUNQUEIRA, A.O.R.; VILANOVA, E.; SILVA, S.H.G. How much is too little to detect impacts? A case study of a nuclear power plant. **PLOS One**, v. 7, n. 10, 2012. 9 p.

VILANOVA, E.; MAYER-PINTO, M.; CURBELO-FERNANDEZ, M.P.; SILVA, S.H.G. The impact of a nuclear Power plant discharge on the sponge community of a tropical bay (SE Brazil). **Bolletino dei Musei e Degli Istituti Biologici dell'università di Genova**, n. 68, p. 647-654, 2004.

MALACOFAUNA ACOMPANHANTE DA PESCA INDUSTRIAL DE ARRASTO CAMAROEIRO NA PLATAFORMA DO AMAPÁ, LITORAL NORTE DO BRASIL

Wagner Cesar Rosa dos Santos

Rafael Anaisce das Chagas

Mara Rúbia Ferreira Barros

Marko Herrmann

Alex Gargia Cavalleiro de Macedo Klautau

RESUMO: A pesca de arrasto de fundo com portas, direcionada à camarões, é considerada altamente predatória devido à captura acidental de inúmeros organismos, denominados por fauna acompanhante. Existem diversos estudos sobre os impactos dessa pescaria, porém a grande maioria direcionada a caracterização da ictiofauna e carcinofauna acompanhante. Partindo do contexto e devido à necessidade de conhecimento sobre a malacofauna associada à pesca de arrasto de fundo de camarões da família Penaeidae na Região Norte do Brasil, este estudo objetivou caracterizar os moluscos capturados junto à pesca industrial do camarão rosa, na região. As profundidades dos arrastos variaram entre 66,3 e 81,9 m. Foram coletados no total 269 indivíduos, a malacofauna da pesca de arrasto na Costa Norte do Amapá, foi representada por 22 famílias e 27 espécies pertencentes a três táxons Bivalvia, Gastropoda e Cefalópoda, a frequência de ocorrências das espécies no presente estudo, destacaram-se o bivalve *Amusium papyraceum* (Gabb,

1873), muito frequente, os gastropodes *Tonna galea* (Linnaeus, 1758), muito frequente, *Turbinella laevigata* Anton, 1838, frequente, e o Cefalopoda *Doryteuthis* sp, frequente. Sendo a mais representativa a classe dos Gastrópoda com 18 famílias e 23 espécies, seguidas pelas classes Bivalvia e Cefalópoda ambas com duas famílias e duas espécies. Dentre as espécies que compõe a *bycatch* de moluscos, encontrou-se espécies com valor econômico, como o bivalve *Amusium papyraceum* (Gabb, 1873) e o Cefalopoda *Doryteuthis* sp, que na região Norte ambas espécies ainda são descartadas pela frota industrial.

PALAVRAS-CHAVE: Moluscos; Arrastos de fundo; Fauna acompanhante.

INTRODUÇÃO

A Costa Norte do Brasil delimita-se nos Estados do Amapá, Pará e Maranhão, onde situa-se um dos mais importantes bancos camaroeiros do mundo, onde estão localizadas três áreas de atuação da frota industrial (Isaac; Braga, 1999) A pescaria industrial de camarão na Costa Norte teve início com frotas baseadas na cidade de Belém, capital do Pará, no ano de 1969, objetivando a exportação de caudas congeladas (Paiva, 1997). O alvo principal dessa pescaria são os camarões da família

Penaeidae (Dias-Neto, 2011), com a maior composição do camarão-rosa, *Penaeus subtilis* (Perez-Farfante, 1967), nome científico revisado segundo MA, CHAN e CHU (2011) e uma pequena ocorrência de *Penaeus brasiliensis* (Latreille, 1817), camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (C. Heller, 1862), camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Aragão et al., 2001; Aragão, Silva; Cintra, 2015; Cintra et al., 2015).

Devido ao fechamento das malhas da rede durante o arrasto e a baixa seletividade do apetrecho de pesca, uma diversidade de outros organismos não alvos é capturada incidentalmente, denominados de *bycatch* ou fauna acompanhante (Alverson et al., 1996; Isaac; Braga, 1999; Keunecke et al., 2007). O volume relativamente elevado de *bycatch* nas pescarias de camarão é um dos principais problemas provocados pelo arrasto camaroeiro (Kelleher, 2005; Davies et al., 2009; Dias-Neto; Dias, 2015). Esta captura acessória é bastante diversificada, sendo constituída por peixes, crustáceos, moluscos, entre outros grupos, e consideravelmente mais abundante do que a quantidade da espécie alvo (Branco, 2005).

Parte dessa captura, representada por espécimes de importância econômica e tamanho comercial suficiente é aproveitada, enquanto outra parte, frequentemente a maior fração, composta de indivíduos sem valor comercial ou por espécimes comerciais de pequena dimensão, é descartada não vivos ao mar (Graça-Lopes et al., 2002; Branco, 2005; Dias-Neto; Dias, 2015), constituindo-se assim grandes impactos sobre a biodiversidade e o ecossistema na região (Isaac; Braga, 1999; Dias-Neto; Dias, 2015).

Diversos estudos abordam a caracterização do *bycatch* da pesca industrial existente na Costa Norte do Brasil, com destaque especial a carcinofauna, fauna de crustáceos, Paiva et al. (2009) Paiva (2012), e ictiofauna, fauna de peixes, Silva, Silva e CINTRA (2014) Klautau et al. (2016) Silva et al. (2016) Maia et al. (2016). O conhecimento sobre a composição da *bycatch* é importante para que haja uma dimensão da diversidade da biota, bem como o monitoramento da fauna nativa, como por exemplo a captura incidental da tartaruga-oliva *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) (Cintra et al., 2016) e raia-jamanta *Manta birostris* (Walbaum, 1792) (Cintra et al., 2015), além da ocorrência de espécies exóticas, como por exemplo o camarão-tigre-gigante *Penaeus monodon* Fabricius, 1798, que apresenta diversas ocorrências para a região (Silva, Ramos-Porto; Cintra, 2002; Cintra et al., 2011; Cintra et al., 2014; Lutz et al., 2015).

Partido do exposto, este trabalho tem como objetivo caracterizar a composição da *bycatch* de moluscos da pesca industrial de arrasto camaroeiro na Costa Norte do Amapá, como subsídio a conservação das espécies capturadas incidentalmente, bem como evidenciar a presença daquelas com importância econômica.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de Estudo

A área de estudo delimita-se na região Norte do Brasil, em uma área situada no litoral norte do Estado do Amapá, situada entre as latitudes de 03°44'N e 04°21'N.

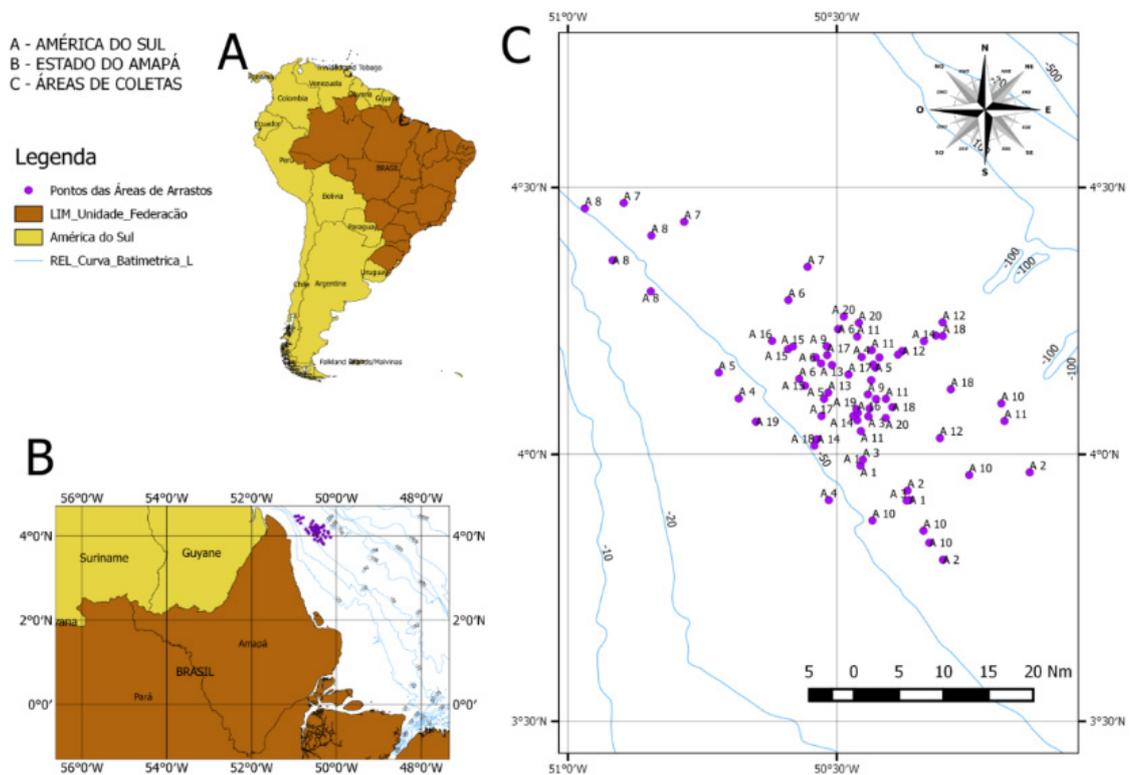


Figura 1 - Área de coleta dos moluscos, na Costa Norte do Amapá.

Metodologia de Coleta

Realizou-se 20 arrastos (Figura 1C) a bordo de uma embarcação de pesca da frota industrial de arrasto camaroeiro, durante o mês de outubro de 2015, efetuando-se o monitoramento da pesca por meio da (1) marcação da latitude e longitude dos pontos inicial e final do arrasto, com o auxílio de um GPS e a (2) profundidade do arrasto. Após despesca, retirou-se uma amostra do pescado capturado de cada rede e distribuiu em basquetas, efetuando posteriormente uma triagem preliminar, com o objetivo de separar os moluscos da composição total da *bycatch*, codificando cada amostra com as informações do arrasto e armazenando na câmara frigorífica da embarcação a uma temperatura que variava de 18 a 25 C° negativos, sendo transportados, após o desembarque, ao Laboratório de Ecologia Bentônica Tropical – LEBT, na Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA.

Em laboratório, os organismos foram identificados com auxílio da literatura especializada (Takeda; Okutani, 1983; Roper, Sweeney; Nauen, 1984; Matthews-

Cascon; Barreira, 2006; Rios, 2009; Vaske Junior; Costa, 2011; Barroso et al., 2013) e sua taxonomia atualizada conforme a plataforma *World Register of Marine Species* (WoRMS) disponível em <http://www.marinespecies.org> (Horton et al., 2017).

Uma vez sistematizados os dados, a frequência relativa (Fo) de ocorrência das espécies que compõe a malacofauna acompanhante foi obtida por meio da divisão do número (n) de amostras (arrastos) contendo o táxon pelo total de amostras realizadas (N) multiplicado por 100. Os resultados, expressos em porcentagem, foram categorizados de acordo com a escala sugerida por Santos (2000): muito frequente (Fr $\geq 70\%$); frequente ($70\% > Fr \geq 30\%$); pouco frequente ($30\% > Fr \geq 10\%$) e esporádica ($Fr < 10\%$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Composição da Malacofauna

Os dados brutos referentes a composição da *bycatch* de moluscos e as informações de cada arrasto realizado neste estudo estão disponíveis em Santos et al. (2017) na plataforma digital PANGAEA - *Data Publisher for Earth & Environmental Science*.

O *bycatch* de moluscos oriundo da pesca industrial de arrasto camaroeiro foi composta por três classes, 22 famílias, 27 espécies e 269 indivíduos. A classe Gastropoda apresentou-se mais diversa (166 ind., 18 famílias e 23 sp.), seguida pela classe Bivalvia (57 ind., duas famílias e duas sp.), classe Cephalopoda (46 ind., duas famílias e duas sp.) (Tabela 1) (Figura 2 A, B e C).

Das famílias encontradas, a Muricidae e Fasciolaridae apresentaram-se mais diversas, com três espécies cada, seguida da família Calyptraeidae com duas espécies. Em relação a abundância de indivíduos, as cinco mais abundantes foram: a Pectinidae (50 ind.), Tonnidae (45 ind.), Loliginidae (37 ind.), Bursidae (29 ind.) e Turridae (13 ind.), conforme Tabela 1.

De acordo com a com a escala sugerida por Santos (2000), a frequência de ocorrências das espécies no presente estudo, foram: O bivalve *Amusium papyraceum* (Gabb, 1873), muito frequente, os gastropodes *Tonna galea* (Linnaeus, 1758), muito frequente, *Turbinella laevigata* Anton, 1838, frequente, e o Cefalopoda *Doryteuthis* sp, frequente.

A maior diversidade dos gastrópodes na composição do *bycatch* de moluscos, é explicada devido a ocorrência generalizada desse táxon, possibilitando uma adaptação bem sucedida a diferentes ambientes (Frýda, 2005), bem como por compreenderem um dos grupos mais diversos dos animais vivos (o segundo após Insecta), contendo mais da metade das espécies de moluscos (Leal, 2002; Frýda, 2005).

Kempf e Matthews (1968), em seu estudo na Costa Norte do Amapá, descreveu uma diversidade de espécies bem superior a esse estudo, com um total 72 espécies

de moluscos (39 bivalves, 31 gastrópodes e dois cefalópodes), efetuando coletas em profundidades de 23 a 140 metros utilizando o método da dragagem. A grande diferença da diversidade de espécies entre o atual estudo e o efetuado por Kempf e Matthews (1968), pode ser explicada pelas diferentes metodologias utilizada, visto que a amostragem dos dois estudos estão na mesma faixa de profundidade.

Quanto a diversidade de espécies, os resultados encontrados diferem dos estudos realizados em outras regiões do Brasil, como Branco e Verani (2006), analisando durante seis anos a pesca do camarão *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) e sua fauna acompanhante em Santa Catarina, descreveu 12 espécies moluscos, sendo as classe Gastropoda e Cefalópoda as mais representativas e Eutrópico (2009), que num período de um ano, registrou a ocorrência de seis espécies de moluscos como fauna acompanhante da pesca de *X. kroyeri*, em Anchieta-ES, com a maior representatividade das classes Bivalvia e a Cefalópoda.

Taxa	Espécies	N	Fa	Fo
Bivalvia				
Pectinidae	<i>Amusium papyraceum</i> (Gabb, 1873)	50	17	Muito frequente
Pinnidae	<i>Pinna carnea</i> Gmelin, 1791	7	7	Frequente
Cephalopoda				
Loliginidae	<i>Doryteuthis</i> sp	37	11	Frequente
Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i> Cuvier, 1797	9	7	Frequente
Gastropoda				
Aplustridae	<i>Hydatina physis</i> (Linnaeus, 1758)	6	3	Pouco frequente
Architectonicidae	<i>Architectonica nobilis</i> Röding, 1798	7	5	Pouco frequente
Pseudomelatomidae	<i>Crassispira</i> sp.	1	1	Esporádica
Bursidae	<i>Marsupina bufo</i> (Bruguière, 1792)	29	8	Frequente
Cassidae	<i>Semicassis granulata</i> (Born, 1778)	1	1	Esporádica
Calyptraeidae	<i>Crucibulum</i> sp.	1	1	Esporádica
	<i>Calyptraea centralis</i> (Conrad, 1841)	1	1	Esporádica
Conidae	<i>Conus verrucosus piraticus</i> Clench, 1942	1	1	Esporádica
Fascioliariidae	<i>Fasciolaria tulipa</i> (Linnaeus, 1758)	8	5	Pouco frequente
	<i>Fusinus helenae</i> Bartsch, 1939	10	6	Frequente
	<i>Fasciolaria aurantiaca</i> Lamarck, 1816	1	1	Esporádica
Marginellidae	<i>Prunum marginatum</i> (Nascido em 1778)	3	2	Pouco frequente
Muricidae	<i>Chicoreus brevifrons</i> (Lamarck, 1822)	1	1	Esporádica
	<i>Phyllonotus pomum</i> (Gmelin, 1791)	4	3	Pouco frequente
	<i>Murex donmoorei</i> Bullis, 1964	1	1	Esporádica
Naticidae	<i>Natica cayennensis</i> Récluz, 1850	3	3	Pouco frequente

Olividae	<i>Oliva (Americoliva) circinata</i> Marrat, 1871	6	5	Pouco frequente
Personidae	<i>Distorsio clathrata</i> (Lamarck, 1816)	5	4	Pouco frequente
Scaphandridae	<i>Scaphander darius</i> Ev. Marcus & Er. Marcus, 1967	8	4	Pouco frequente
Terebridae	<i>Terebra taurina</i> (Lightfoot, 1786)	2	2	Pouco frequente
Tonnidae	<i>Tonna galea</i> (Linnaeus, 1758)	45	16	Frequente
Turbinellidae	<i>Turbinella laevigata</i> Anton, 1838	9	5	Pouco frequente
Turridae	<i>Polystira coltrorum</i> Petuch, 1993	13	8	Frequente
	Total	269		

Tabela 1: Composição da malacofauna da pesca industrial de arrasto camaroeiro na plataforma do Amapá. Número de indivíduos (**N**); frequência de arrasto onde a espécie foi capturada (**Fa**) e classificação segundo a frequência de ocorrência (**Fo**).

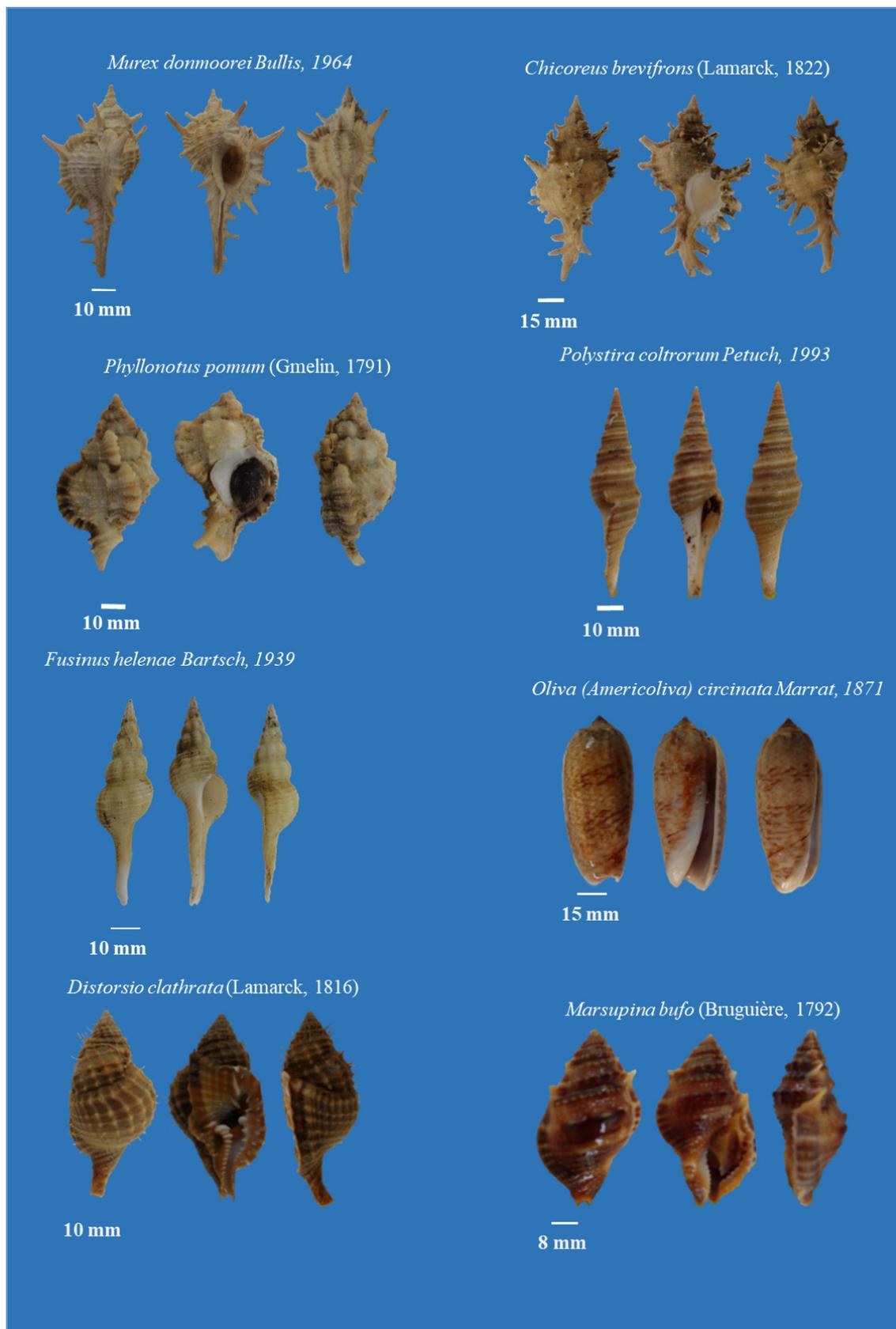


Figura 2 A: Exemplos dos indivíduos identificados durante o período amostrado.



Figura 2 B: Exemplos dos indivíduos identificados durante o período amostrado.



Figura 2 C: Exemplos dos indivíduos identificados durante o período amostrado.

Dentre as espécies que compõe a *bycatch* de moluscos, encontrou-se espécies com valor econômico, como o bivalve *Amusium papyraceum* (Gabb, 1873), que apresenta potenciais econômicos já citados em Matthews-Cascon (1990); Martín, Díaz e Paredes (2000), porém a espécie continua sendo descartada na região. Afim de subsidiar uma futura exploração sustentável de *A. papyraceum*, Santos, Chagas e

Herrmann (*Submitted*) apresentam dados da biomorfometria do bivalve, caracterizando as excelentes relações morfométricas da espécie, favorecendo estudos de dinâmica populacional do molusco afim de conter um tamanho mínimo de captura, possibilitando a perpetuação da espécie através da coleta de apenas indivíduos acima do tamanho mínimo de primeira reprodução.

A pesca mundial de cefalópodes teve um amplo desenvolvimento a partir da década de 1960 com embarcações japonesas (Rathjen; Voss, 1987). As espécies das famílias Ommastrephidae e Lolliginidae, têm sido capturadas em todo o mundo, principalmente como captura assessoria (Rodhouse, 2005).

As lulas apresentam grande importância no setor pesqueiro para consumo e comercialização, as pescarias de pequena escala ocorrem no litoral do estado de São Paulo (Gasalla, Postuma; Tomás, 2005; Postuma; Gasalla, 2010). O polvo passou a ser visto como um excelente potencial pesqueiro devido à redução das capturas das espécies tradicionais, e a disponibilidade de mercado consumidor de tendência mundial (Caddy; Rodhouse, 1998). Alguns cefalópodes das famílias Loliginidae e Octopodidae já foram descritos como fauna acompanhante da pescaria de camarões Peneídeos na região Norte do Brasil (Kempf; Matthews, 1968; Paiva et al., 2009; Santos et al., 2017).

A captura incidental de peixes e invertebrados é um dos principais problemas do manejo pesqueiro contemporâneo (Davies et al., 2009), sendo os peixes apresentando a maior contribuição na biomassa total da *bycatch* e maior importância econômica (Cattani et al., 2011).

Isaac e Braga (1999) citam que na pesca artesanal, os pescadores aproveitam a *bycatch* para consumo próprio ou para comercialização na forma de pescado fresco, resfriado, salgado ou filetado. Desde modo, os autores apresentam que, grande parte desses organismos capturados incidentalmente pode ser comercializado, mesmo que não gere a renda que a pesca-alvo, é mais viável que ocorra o aproveitamento da *bycatch*.

Constatando-se que há a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a malacofauna acompanhante de pescaria de camarões peneídeos na região Norte, tendo em vista a importância ecológica e econômicas dessa taxa, para que possamos descrever as espécies que são capturadas incidentalmente em todas as áreas de atuação da frota industrial de camarão rosa na costa norte do Brasil.

CONCLUSÃO

A partir dos dados levantados sobre a malacofauna acompanhante de camarões peneídeos na costa Norte do Amapá, conclui-se que a malacofauna é representada pelas classes Bivalvia, Cephalopoda e Gastropoda, a classe mais representativa foi à classe do Gastropoda, seguidas das classes Bivalvia e Cephalopoda; Todos os organismos analisados já foram descritos sua ocorrência na costa brasileira, não

havendo nenhuma ocorrência de espécie exóticas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a empresa Crismar e ao Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte (CEPNOR), pela colaboração para o desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS

ALVERSON, D.L., et al. **A global assessment of fisheries bycatch and discards**. 339. Rome: FAO, 233p., 1996.

ARAGÃO, J.A.N., et al. A exploração camaroeira na costa norte do Brasil. **Boletim Técnico Científico CEPNOR**. v. 1, n. 1, p. 11-44, 2001.

ARAGÃO, J.A.N.; SILVA, K.C.D.A.; CINTRA, I.H.A. Situação da pesca de camarões na plataforma continental amazônica. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**. v. 3, n. 2, p. 61-76, 2015.

BARROSO, C.X., et al. Mollusks from two estuarine areas in Ceará State, northeastern Brazil, with new state records for four species. **Check List**. v. 9, n. 3, p. 504-509, 2013.

BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 22, n. 4, p. 1050–1062, 2005.

BRANCO, J.O.; VERANI, J.R. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão-sete-barbas na Armação do Itapocoroy. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 23, n. 2, p. 381-391, 2006.

CADDY, J.F.; RODHOUSE, P.G. Cephalopod and Groundfish Landings: Evidence for Ecological Change in Global Fisheries? **Reviews in Fish Biology and Fisheries**. v. 8, n. 4, p. 431-444, 1998.

CATTANI, A.P., et al. Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. **Boletim Instituto da Pesca**. v. 37, n. 2, p. 247-260, 2011.

CINTRA, I.H.A., et al. Da captura incidental de *Manta birostris* (Chondrichthyes, Mobulidae) em pescaria industrial de camarão-rosa na plataforma continental amazônica. **Revista CEPSUL: Biodiversidade e Conservação Marinha**. v. 4, n. 1, p. 1-4, 2015.

CINTRA, I.H.A., et al. Presence of *Penaeus monodon* in the continental shelf of the State of Para, Northern Brazil (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). **Revista de Ciências Agrárias**. v. 54, n. 3, p. 314-317, 2011.

CINTRA, I.H.A., et al. Registro de captura incidental de tartaruga marinha em embarcações camaroneiras da costa norte brasileira. **Boletim Técnico Científico do Cepnor**. v. 16, n. 1, p. 15-17, 2016.

CINTRA, I.H.A., et al. Novos Registros de Camarão-Tigre-Gigante *Penaeus monodon* Fabricius, 1798, na Plataforma Continental Amazônica (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). **Biota Amazônia**. v. 4, n. 2, p. 172-175, Macapá. 2014.

DAVIES, R.W.D., et al. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. **Marine Policy**. v. 33, n. 4, p. 661-672, 2009.

DIAS-NETO, J. **Proposta de plano Nacional de gestão para o uso sustentável de Camarões Marinhos do Brasil**. Brasília: Ibama, 242p., 2011.

DIAS-NETO, J.; DIAS, J.D.F.O. **O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca**. Brasília: Ibama, 2015.

EUTRÓPIO, F.J. **Biologia do camarão *Xiphopenaeus kroyre* (Dendrobranchiata:Penaeidae) e a sua fauna acompanhante relacionada a sua pesca em Anchieta-ES, Brasil**. 2009. 118f. Dissertação Mestrado em Ecologia - Centro Universitário Vila Velha, Espírito Santo, 2009.

FRÝDA, J. Gastropods. In: **Fossil invertebrates**. Elsevier, 2005. p. 378-388.

GASALLA, M.A.; POSTUMA, F.A.; TOMÁS, A.R.G. Captura de lulas (MOLLUSCA: CEPHALOPODA) pela pesca industrial desembarcada em santos: Comparação após 4 décadas. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**. v. 9, n. 2, p. 5-8, Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology. 2005.

GRAÇA-LOPES, R., et al. Fauna acompanhante da pesca camaroneira no litoral do estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**. v. 28, n. 2, p. 173-188, São Paulo. 2002.

HORTON, T., et al. **World Register of Marine Species (WoRMS)**. 2017. Disponível em: <<http://www.marinespecies.org>> Acesso em: 20 de março de 2017.

ISAAC, V.J.; BRAGA, M.T. Rejeição de pescado nas pescarias da Região Norte do Brasil. **Arquivo Ciências do Mar**. v. 32, n. p. 39-54, 1999.

KELLEHER, K. **Discards in The World's Marine Fisheries**. Roma: FAO FISHERIES TECHNICAL PAPER, 22p., 2005.

KEMPF, M.; MATTHEWS, H.R. Marine mollusks from north and northeast Brazil. I-Preliminary list. **Arquivos da Estação de Biologia Marinha da Universidade Federal do Ceará**. v. 8, n. 1, p. 87-94, Fortaleza-CE. 1968.

KEUNECKE, K.A., et al. The pink-shrimp trawling bycatch in the northern coast of São Paulo, Brazil, with emphasis on crustaceans. **Nauplius**. v. 15, n. 2, p. 49-55, 2007.

KLAUTAU, A.G.C.D.M., et al. Biodiversidade impactada pela pesca industrial de piramutaba na foz do rio Amazonas. **Boletim do Instituto da Pesca**. v. 42, n. 1, p. 102-111, São Paulo. 2016.

LEAL, J.H. Gastropods. In: Carpenter, K.E. **The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic**. FAO: Rome, 2002. p. 99-147.

LUTZ, Í., et al. First record of Giant-Tiger-Shrimp *Penaeus monodon* Fabricius, 1798, in an upper Amazon Estuary. **Biota Amazônia**. v. 5, n. 3, p. 115-116, 2015.

MA, K.Y.; CHAN, T.-Y.; CHU, K.H. Refuting the six-genus classification of *Penaeus* s.l. (Dendrobranchiata, Penaeidae): a combined analysis of mitochondrial and nuclear genes. **Zoologica Scripta**. v. 40, n. p. 498-508, 2011.

MAIA, B.P., et al. Gradiente latitudinal da beta diversidade da fauna acompanhante das pescarias industriais de camarões marinhos da Costa Norte do Brasil. **Biota Amazonia**. v. 6, n. 1, p. 31-39, 2016.

- MARTÍN, A.; DÍAZ, Y.; PAREDES, C. Bibliografía sobre vieiras (mollusca: Bivalvia: Pectinidae) en venezuela, 1977 -1999 **Boletín Del Centro de Investigaciones Biológicas**. v. 34, n. 2, p. 259-289, Maracaibo-Venezuela. 2000.
- MATTHEWS-CASCON, H. Considerações sobre *amusium (amusium) papyraceum* (gabb, 1873) (mollusca: Pelecypoda: Pectinidae). **CAATINGA**. v. 7, n. 1, p. 57-62, Mossoró-RN. 1990.
- MATTHEWS-CASCON, H.; BARREIRA, C.D.A.R. Mollusca. In: Matthews-Cascon, H. & Lotufo, T.M.d.C. **Biota Marinha da Costa Oeste do Ceará**. Brasília-DF: MMA, 2006. p. 114-144
- PAIVA, K.D.S. **Quantificação e carcinofauna acompanhante do camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis* (pérez farfante, 1967) em pescarias industriais na plataforma continental amazônica**. 2012. 59f. Dissertação Mestrado em Aquicultura - Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém-PA, 2012.
- PAIVA, K.S., et al. Fauna acompanhante da pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental norte brasileira. **Boletim Técnico Científico CEPNOR**. v. 9, n. 1, p. 25-42, Belém-PA. 2009.
- PAIVA, M.P. **Recursos Pesqueiros Estuarinos e Marinhos do Brasil**. Fortaleza: 278p., 1997.
- POSTUMA, F.A.; GASALLA, M.A. On the relationship between squid and the environment: artisanal jigging for *Loligo plei* at São Sebastião Island (24°S), southeastern Brazil. **ICES Journal of Marine Science**. v. 67, n. 7, p. 1353-1362, 2010.
- RATHJEN, W.F.; VOSS, G.L. The cephalopod fisheries: a review. In: Boyle, P.R. **Cephalopod Life Cycles**. Londres: Academic Press, 1987. p. 253-275.
- RIOS, E.C. **Compendium of Brazilian Sea Shells**. Rio Grande-RS: Evangraf, 668p., 2009.
- RODHOUSE, P. World Squid Resources. In: FAO Marine Resources Service. **Fishery Resources Division**. 457 Rome: FAO Fisheries Technical Paper, 2005. p. 175-187.
- ROPER, C.F.E.; SWEENEY, M.J.; NAUEN, C.E. **Cephalopods of the world**. 3. Roma: FAO Fisheries, 277p., 1984.
- SANTOS, M.D.C.F. Diversidade ecológica da ictiofauna acompanhante nas pescarias de camarões em Tamandaré (Pernambuco-Brasil) **Boletim Técnico Científico do CEPENE**. v. 8, n. 1, p. 165-183, Tamandaré, PE. 2000.
- SANTOS, W.C.R., et al. **Composition of bycatch of molluscs camaroeira fleet in the North Coast of the State of Amapá**. 2017. Disponível em: <<https://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.871831>> Acesso em: 27 Mar. 2017
- SANTOS, W.C.R.D.; CHAGAS, R.A.D.; HERRMANN, M. **Biometric relations of *Amusium papyraceum* (Gabb, 1873) (Bivalve, Pectinidae) caught in shrimp trawling on the north coast of Brazil**. *Submitted*. PANGAEA - Data Publisher for Earth & Environmental Science.
- SILVA, K.C.D.A.; RAMOS-PORTO, M.; CINTRA, I.H.A. Registro de *Penaeus monodon* fabricius, 1798 na plataforma continental do estado do Amapá (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). **Boletim Técnico Científico do Cepnor**. v. 2, n. p. 75-80, 2002.
- SILVA, L.E.O., et al. Composição da ictiofauna acompanhante na pesca industrial da piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* na plataforma continental amazônica do Brasil. **Boletim Técnico Científico do CEPNOR**. v. 16, n. 1, p. 6-14, Belem/PA. 2016.

SILVA, L.E.O.D.; SILVA, K.C.D.A.; CINTRA, I.H.A. Sobre a pesca industrial para peixes diversos na plataforma continental amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**. v. 7, n. 2, p. 34 - 53, 2014.

TAKEDA, M.; OKUTANI, T. **Crustaceans and Mollusks Trawled off Suriname and Frence Guiana**. Tokio: Japan Marine Fishery Resource Research Center, 353p., 1983.

VASKE JUNIOR, T.; COSTA, F.D.A.P.D. **Lulas e polvos da costa brasileira**. 5. Fortaleza-CE: UFC/LABOMAR, 184p., 2011.

MONITORAMENTO DA DIVERSIDADE DE MACROALGAS NA ILHA DA TRINDADE: CONSERVAÇÃO E IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS, FRENTE AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Franciane Pellizzari

Departamento de Ciências Biológicas
Universidade Estadual do Paraná, campus
Paranaguá
Paraná, Brasil

RESUMO: Trindade, uma ilha vulcânica brasileira localizada a 1200km da costa no Atlântico Sul, é considerada zona de transição biogeográfica e onde algumas espécies, teoricamente, encontram seus limites de distribuição. É uma área oceânica isolada, pristina e essencial para investigações sobre a biodiversidade marinha. As mudanças climáticas estão induzindo alterações na distribuição de organismos em todo o planeta. Algas marinhas são organismos autótrofos, produtores primários e base de cadeia alimentar, sendo, desta forma, sensíveis bioindicadores ambientais (organismos sentinelas). Este capítulo reporta uma pesquisa que avaliou a distribuição e a biodiversidade algal em um ensaio biogeográfico baseado no aumento da riqueza e no baixo grau de endemismo de macroalgas observado na Ilha da Trindade. Um total de 170 espécies de macroalgas, incluindo 74 novos registros, foram identificadas na ilha, aumentando a riqueza da área em ca. de 40%. A maior riqueza e o baixo endemismo observados, primeiramente estão associados às amostragens incompletas e

randômicas do passado. No entanto, um terço das espécies listadas são crípticas e ou novas ocorrências (incluindo espécies potencialmente exóticas), fato que em macroescala fornece informações para reavaliar alguns aspectos sobre endemismo, corredores biológicos e ecótonos das populações algais, estabelecendo assim, uma linha de base para estudos comparativos futuros, disponíveis inclusive para atualizar banco de dados globais. Isto ainda reforça a hipótese de que o isolamento ecológico pode ser interrompido por mudanças termohalinas nos oceanos, o que alteraria os padrões de dispersão de macroalgas, causadas por eventos abruptos meteorológicos e oceanográficos, resultando em ecossistemas gradualmente mais conectados.

PALAVRAS-CHAVE: Algas marinhas. Biogeografia. Conservação. Atlântico Sul. Mudanças climáticas.

ABSTRACT: Trindade is a Brazilian volcanic island, located ca. of 1200km from the coast in the Southwestern Atlantic Ocean. This remote ecosystem is considered a biogeographic transitional zone, where macroalgae species, in theory, have their distributional limits. Been isolated and pristine, the island is a key ecosystem for investigations regarding biodiversity shifts. Climate changes are inducing shifts in the distribution of marine organisms

across the planet. Seaweeds are autotrophic, primary producers and food chain basis, been sensitive bioindicators (sentinela organisms). This chapter reports a research that studied seaweeds diversity and distribution culminating in a biogeographic essay based on the richness increase and low level of endemism observed. A total of 170 species of macroalgae, including 74 new records, were identified in Trindade, increasing the area's richness in ca. of 40%. The highest richness and low endemism observed, are primarily associated to the incomplete and random samplings performed during the past years. However, some species detected are cryptic and new records (including alien spp.), and in a macroscale, these provide informations to reassess some aspects of endemism, ecotones and biocorridors of macroalgal populations, and establishing an updated baseline available to global database and to further comparative studies. Besides this study also reinforces the hypothesis that ecological isolation can be interrupted by thermohaline shifts in the oceans, it possibly will change the patterns of macroalgal dispersion caused by abrupt meteorological and oceanographic events, resulting in ecosystems gradually more connected.

KEYWORDS: Seaweed. Biogeography. Marine Conservation. Southern Atlantic. Climate Changes.

1 | INTRODUÇÃO

As macroalgas são organismos clorofilados autótrofos, base da cadeia alimentar e conformadoras de habitat biogênico. Sendo fotossintetizantes e assimiladoras de nutrientes inorgânicos, contribuem, juntamente com o fitoplâncton, para a homeostase dos oceanos. O crescimento de macroalgas é limitado por variáveis físico-químicas da água do mar, sendo sensível a mudanças abruptas ou oscilações dos padrões termohalino e de pH, principalmente.

A temperatura e a salinidade são os principais fatores que determinam a distribuição de macroalgas em zonas marinhas eufóticas, estabelecendo limites biogeográficos para a sua sobrevivência, crescimento e reprodução (Lüning, 1990). Os câmbios vigentes são devido, tanto à variabilidade natural, quanto à atividade antropogênica; e a variabilidade interanual é resultado de padrões climáticos em grande escala (Lifland, 2003). Desta forma, estes câmbios abióticos estão induzindo mudanças na biota marinha e na funcionalidade dos ecossistemas (Rosenzweig et al. 2008).

As respostas às mudanças meteoceanográficas estão aceleradas nos ecossistemas marinhos (ver sinopse de estudos em Pellizzari et al. 2017), especialmente na zona entremarés, onde as espécies bentônicas, ex. macroalgas, desenvolvem-se em seus limites de tolerância térmica (Hoegh-Guldberg e Bruno, 2010). Desta forma, as espécies que não se adaptarem fisiologicamente ou evoluírem geneticamente à maiores temperaturas provavelmente migrarão para habitats mais frios ou serão extintas (Parmesan, 2006; Jueterbock et al., 2013). Assim, espécies

não nativas podem expandir seus limites de distribuição oportunamente e ocupar novos habitats, resultando em mudanças nos padrões de distribuição biogeográfica que modificam a estrutura das comunidades locais. O método mais eficaz para prever declínios ou desaparecimentos de espécies e / ou expansão de não-nativas é através do monitoramento de populações isoladas, e as macroalgas de ilhas remotas são bioindicadores dessas populações.

Recentemente vários estudos reportaram mudanças na riqueza e diversidade de macroalgas, ou seja, mudanças na composição das comunidades (Tanaka et al. 2012; Duarte et al. 2013; Sangil et al. 2012; Pellizzari et al. 2017). Ademais, mudanças abruptas nas condições ambientais, incluso mudanças nos padrões de circulação oceânica, podem induzir a ruptura de limites biogeográficos, agindo como “janelas de invasão” para a expansão de espécies não-nativas (Pellizzari et al. no prelo). Neste sentido, ilhas oceânicas são permeadas por um mosaico de condições contrastantes que podem afetar populações de espécies locais e potencializar pressões adaptativas, e são exemplos da hipotética descontinuidade oceanográfica (disjunção) em zonas de transição (Sjötun et al. 2015). Sendo assim Trindade é um laboratório natural e modelo suscetível às mudanças ambientais, sendo fundamental o seu monitoramento.

Ilhas oceânicas são ecossistemas de biodiversidade inexplorada, teoricamente com alto nível de endemismo para alguns grupos de biota. Essas ilhas sofrem pouca ou nenhuma influência antrópica em comparação a ilhas costeiras. Por estas razões, estes laboratórios remotos e de diversidade peculiar facilitam a interpretação de mudanças nos padrões biogeográficos e ecológicos (Pellizzari et al. 2017). No Brasil, são raros os exemplos destes ecossistemas, sendo eles: Trindade e Martim Vaz, Atol das Rocas, e os arquipélagos de São Pedro e São Paulo, e Fernando de Noronha. Trindade é pristina, uma vez que não possui população fixa, com exceção de poucos tripulantes da Marinha do Brasil e pesquisadores, sendo desta forma uma área controle e de grande interesse científico no Brasil a ser comparada com outros locais. Além disso, a importância estratégico-política de Trindade reside no considerável aumento da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) brasileira, e em área de atividades econômicas, principalmente devido à proximidade com bacias petrolíferas.

Apesar da revisão atual de alguns conceitos biogeográficos frente às mudanças globais, as ilhas oceânicas brasileiras são consideradas zonas de transição entre a ficoflora caribenha e a do sudeste/nordeste do país (Pedrini et al., 1989). E este caráter transicional ocorre, teoricamente, pelo encontro de diferentes massas de águas oceânicas (Stramma & England, 1999).

Dentre os estudos de diversidade de macroalgas na Ilha da Trindade, Joly (1953) e Richardson (1975) reportaram 32 táxons em primeiras contribuições. Posteriormente, Pedrini et al. (1989) listou 63 espécies do supra e médiolitoral, e Nassar (1994) listou 104, incluindo 47 novas ocorrências. Yoneshigue-Valentin et al. (2005) identificaram a partir de material dragado, coletado entre 50 e 180m de profundidade, 31 táxons de infralitoral profundo. Finalmente, Villaça et al. (2006) publicaram a última compilação

sobre a diversidade de macroalgas da Ilha da Trindade, antes de Pellizzari et al. (no prelo), totalizando 121 táxons (53 Rhodophyta, 47 Chlorophyta e 21 Phaeophyceae).

Porém, a escassez de um *checklist* recente nos últimos 25 anos em Trindade, e a ausência de informações sobre distribuição espaço-temporal destas comunidades, culminaram no estudo de Pellizzari et al. (no prelo), reportado neste capítulo sobre “As Ciências do Mar e todos os seus aspectos”. A grande lacuna de informações e a existência de estudos sem metodologias padronizadas e sem abordagem espaço temporal, fragilizou o banco de dados destas comunidades por muitos anos. Assim, este capítulo fornece a lista atualizada das macroalgas de Trindade, associada a parâmetros abióticos da água do mar, contribuindo para estabelecer uma base taxonômica espaço-temporal a ser utilizada em planos de monitoramento. Em macroescala, o capítulo reavalia e discute alguns aspectos sobre endemismo, corredores biológicos, conexões, ecótonos, isolamento e câmbios de distribuição biogeográfica algal no Atlântico Sul, provendo informações para atualização de bancos de dados, frente às mudanças climáticas.

2 | MÉTODOS

O Arquipélago de Trindade e Martim Vaz tornou-se recentemente uma Área de Proteção Ambiental (APA Federal, Decreto 9312 / março de 2018). A Ilha da Trindade foi antigamente um Território Ultramarino Britânico, visitado e estudado no século passado, inclusive por Darwin. A Marinha do Brasil, que tem guarnecido a ilha desde 1916, durante o ano Geofísico Internacional (1957), estabeleceu oficialmente o Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade (POIT), e desde 2007, a Estação Científica da Ilha da Trindade (ECIT) tem apoiado atividades de pesquisa e conservação na ilha. Desde então, a Marinha continua apoiando a logística de pesquisas e assegurando a soberania nacional.

A Ilha da Trindade (20°30'30”S // 29°19'30”W) está localizada a sudoeste do Oceano Atlântico (Figura 1), e a aproximadamente 1.140 km a leste da cidade de Vitória (ES). A ilha faz parte da cadeia vulcânica submarina Vitória-Trindade (Almeida, 2006), e conforma a parte mais oriental da cordilheira.

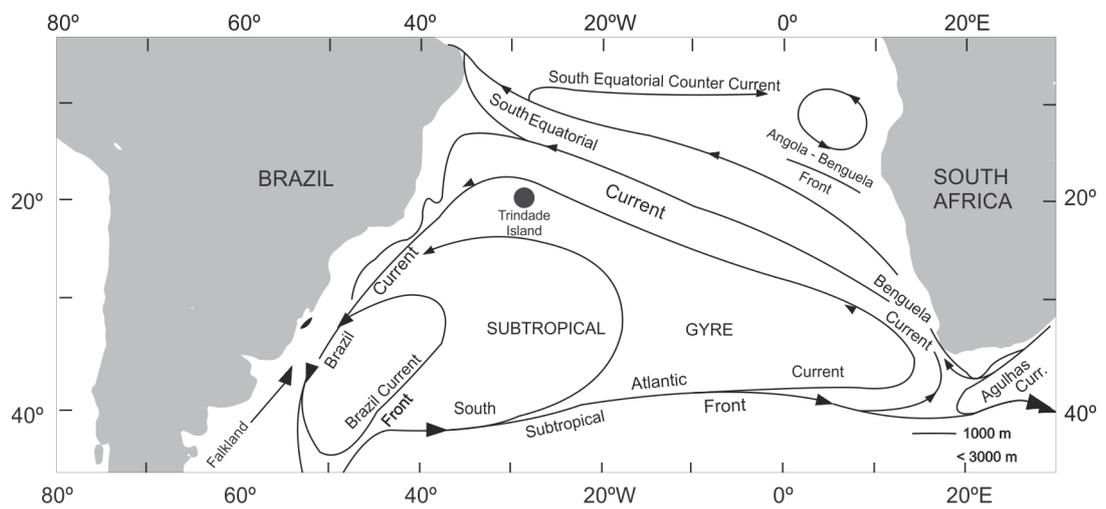


Figura 1. Posição geográfica e circulação oceânica ao redor da Ilha da Trindade, no Oceano Atlântico Sul (figura adaptada de Peterson e Stramma 1991, por M. Santos-Silva, 2018).

Trindade é a ilha mais nova da cordilheira e não foi completamente erodida pelos processos atmosféricos e marinhos. A ilha está alinhada a noroeste-sudeste, possuindo 5,9 km de comprimento e 2,7 km de largura. A parte emersa possui área de 13,5 km², com solo vulcânico e substrato no entre-marés conformado por *beach-rocks* e platôs biogênicos. A profundidade circundante é de aproximadamente 5000m. Cinco episódios vulcânicos deram origem a esta formação geológica, e recifes de algas calcárias, praias estreitas e dunas compõem, atualmente, a costa ao longo da ilha (Calliari et al. 2016). Trindade é o único lugar no território brasileiro onde parte de um cone vulcânico é visivelmente reconhecível (Almeida, 2006).

As amostragens na Ilha da Trindade foram apoiadas por navios da Marinha do Brasil em um projeto inserido no PROTRINDADE (Programa de Pesquisas da Ilha da Trindade) da SECIRM (Secretaria da Comissão Interministerial para Recursos do Mar - Marinha). Amostragens de macroalgas foram realizadas entre os anos 2014 e 2017, ao longo de toda a costa da Ilha da Trindade (Figura 2).

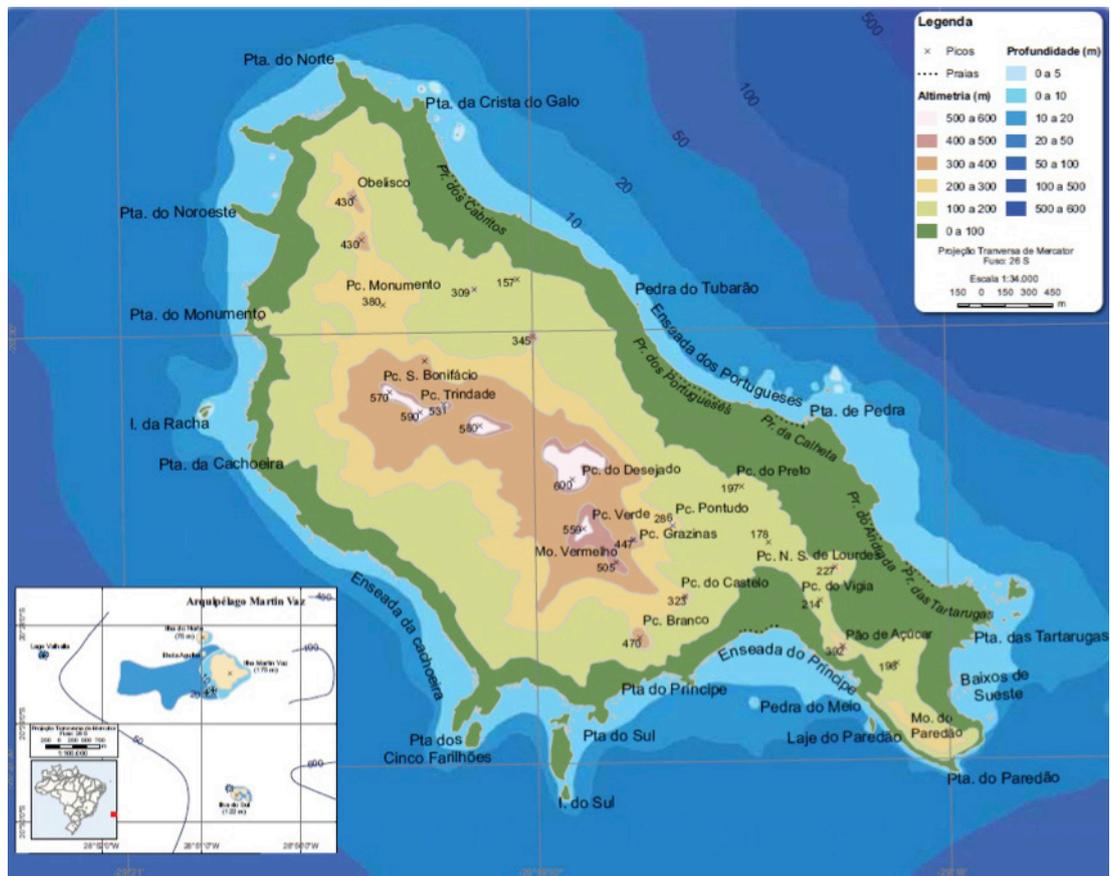


Figura 2. Mapa e vista aérea da Ilha da Trindade (Fonte do mapa: Adaptado por IBGE - Diretoria de Biociências - Coordenação de Geografia, a partir da carta náutica 21 da DHN, Marinha. Créditos da imagem aérea: DAE – Destacamento Aéreo Embarcado da Marinha).

Amostragens de macroalgas foram realizadas durante verão e inverno. Os espécimes foram coletados das rochas ao longo do médio-litoral por raspagem do

substrato e durante as baixa-mares. O infra-litoral raso foi amostrado por mergulho livre. Exemplares férteis e inteiros foram coletados em *quadrats* distribuídos em transectos lineares (150m) e paralelos a linha de costa.

Em laboratório as amostras foram triadas, lavadas e fixadas com formalina 4% diluída em água do mar para posterior análises taxonômicas das estruturas vegetativas e reprodutivas, através de microscopia estereoscópica e óptica com contraste de fase acoplado a sistema de captura de imagens. Para observações da anatomia interna, o material foi seccionado usando técnicas histológicas, e montagem sob lâminas de vidro. Espécimes com talo impregnado com carbonato de cálcio foram descalcificados com ácido clorídrico a 5%. Espécies consideradas crípticas e novos registros foram acondicionadas em sílica gel para posterior análises moleculares utilizando diferentes marcadores de acordo com o grupo algal.

As identificações taxonômicas foram embasadas em referências bibliográficas especializadas, como material de apoio e comparativo, do Sudeste e Nordeste do Brasil, da Flórida, e de ilhas do Caribe, Tristan da Cunha, Santa Helena, Ascensão e Canarias. A atualização nomenclatural seguiu Guiry & Guiry (2019).

Adicionalmente, dados abióticos foram mensurados como conjunto de preditores oceanográficos com o objetivo de serem comparados com os dados biológicos. Temperatura superficial da água do mar (TSM) e salinidade foram medidos *in situ* através de sonda multiparâmetro, e o pH, com pHmetro portátil. Os dados de precipitação e radiação ultravioleta foram obtidos a partir do banco de dados da Estação Meteorológica da Ilha da Trindade (EMIT), complementados pelos dados do CPTEC-INPE. A previsão das amplitudes das marés foi obtida no site da Agência de Hidrografia e Navegação (DHN) da Marinha do Brasil.

O índice de constância de Dajoz foi utilizado para elucidar espécies raras ou exclusivas, seguindo uma categorização relacionada à porcentagem de ocorrência: 0 - 25% (táxon raro ou exclusivo); 25 - 50% (táxon frequente ou constante); e 50 - 100% (táxon abundante).

3 | RESULTADOS

Um total de 170 espécies de macroalgas foram identificadas, compreendendo 76 espécies de Rhodophyta, 64 de Chlorophyta e 30 de Phaeophyceae (Prancha 1). Além disso, 26 espécies de Cyanophyta foram reportadas em caráter inédito, totalizando 196 espécies de macroalgas (Tabela I). Setenta e quatro novos registros de espécies foram listados para a ilha, sendo 35 de algas vermelhas, 30 verdes e 9 pardas, e estão em destaque no *checklist* específico deste capítulo (Tabela 1).

A maior riqueza foi observada dentre rodófitas, seguido por clorófita e feofíceas, não havendo diferença significativa de riqueza entre verão e inverno. Porém, um total de 52 táxons raros foram registrados com maior frequência durante o verão e ao longo

da face sul da ilha.

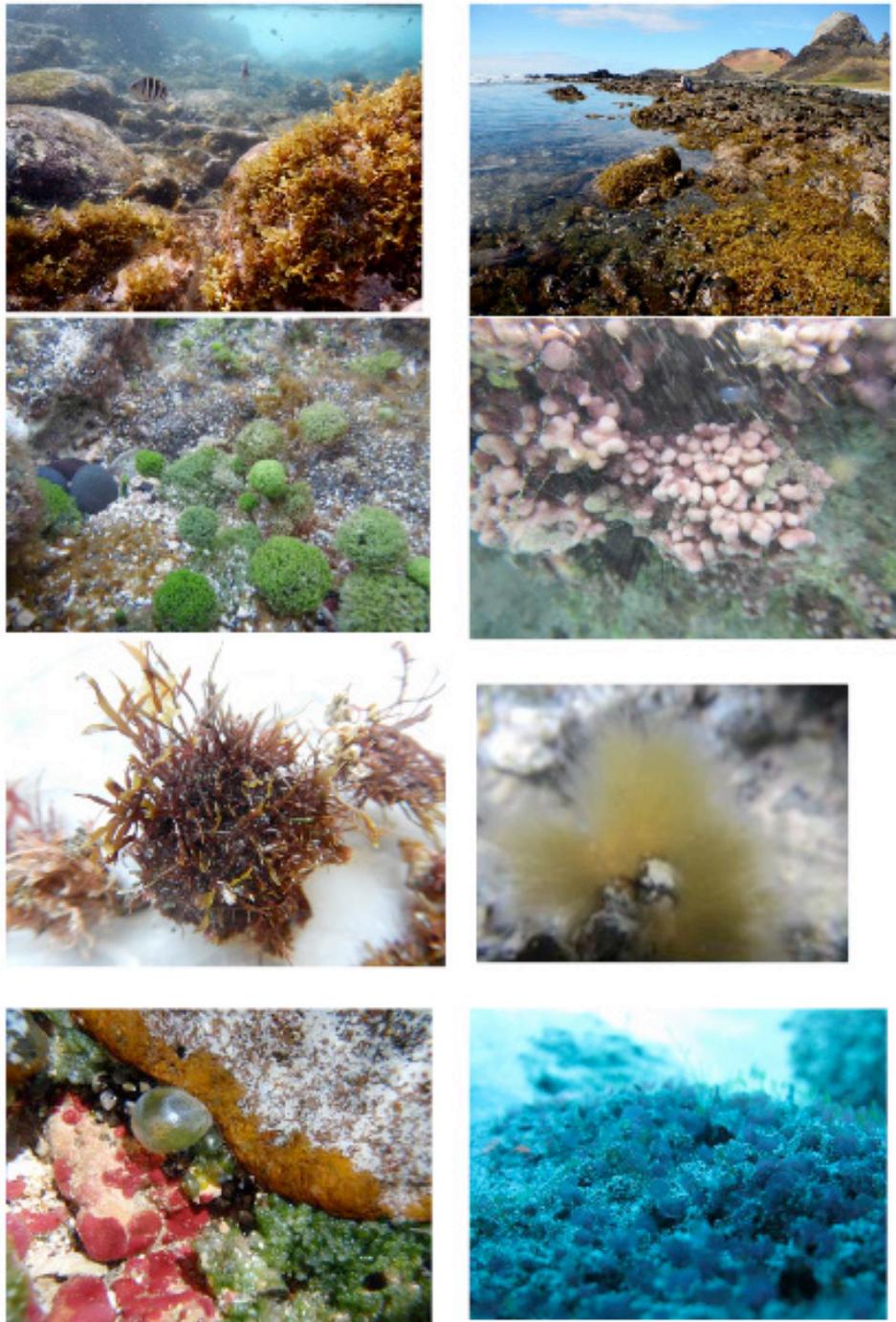
Rhodophyta foi o grupo algal mais representativo na Ilha da Trindade, com 24 famílias, predominando Rhodomelaceae, Ceramiaceae e Corallinaceae. Formas calcárias, crostosas e *turf* (associação de Ceramiales e Briopsidales filamentosas sobre espécimes calcários articulados) foram os grupos morfofuncionais predominantes. Aproximadamente 22% da riqueza de Rhodophyta foi composta por algas calcárias, principalmente Corallinaceae e Hapalidiaceae.

Chlorophyta foi composta por 16 famílias dominadas por Cladophoraceae, Caulerpaceae e Ulvaceae. Entre Phaeophyceae, representadas por 11 famílias, a mais representativa foi Dictyotaceae. Cyanophyta, foi representada por 11 famílias, dominadas por Oscillatoriaceae e Nostocaceae, e conformaram cerca de 13% da comunidade de macroalgas entre os pontos amostrados.

Ilha da Trindade (BR) Dados Abióticos (Média±DP)	Face Sul 2016/2017			
	Verão/Outono	Inverno/Primavera	Verão/Outono	Inverno/Primavera
Temperatura Superficial água do mar (°C)	27.5±2	22±2.2	27.8±1	22.8±1
Salinidade (ups)	39.5±1.5	36.5±3	38±2	37±2
pH	8.3±0.3	8.2±0.2	8.3±0.1	8.2±0.3
Velocidade dos ventos (km/h)	6±2	11±3	6±2	11±3
Pluviosidade acumulada (mm)	40±20	150±50	40±20	150±50
UV Máximo	8±2	5±1	9±1	6±1

Tabela 2. Dados abióticos monitorados in situ da Ilha da Trindade (Sul do Brasil, Atlântico Sudoeste), comparando as faces Sul e Norte.

Em relação aos dados abióticos mensurados durante as amostragens, as maiores temperaturas foram registradas na face Sul, durante o verão (estação seca), e as menores salinidade, durante o inverno (estação chuvosa). As maiores salinidade, temperaturas e UV máximo ocorreram durante os meses de verão (Tabela 2).



Prancha 1. a- Imagem sub do infralitoral raso em piscina natural na ponta da Praia das Tartarugas; b- médio litoral, Praia de Andradas; c- *Penicillus capitatus*; d- Complexo *Lithophyllum Lithothamnion*; e- turf de Gelidiales; f- *Feldmania mitchelliae*; g- *Valonia ventricosa*, *V. aegagropila* e *Hildenbrandia rubra* ; h- *Halymenia vinacea*.

4 | DISCUSSÃO

Este *checklist* atualizado representa um avanço no entendimento das comunidades macroalgais da Ilha da Trindade, agregando conhecimento sobre a distribuição espaço-temporal associada aos parâmetros abióticos em ilhas remotas. Ademais, foi reportada mudança na composição e estrutura da comunidade algal de Trindade, caracterizada por baixo grau de endemismo e por vários novos registros de

espécies, incluindo 20 gêneros de cianobactérias filamentosas listadas pela primeira vez na ilha.

A lista agregou aproximadamente 40% de táxons à riqueza de algas da região, se comparada a Villaça et al. (2006), representando o maior número de espécies de macroalgas dentre as ilhas oceânicas brasileiras (Tabela 3). O estudo registrou 170 espécies, porém, 19 táxons de sublitoral não foram registrados segundo Pellizzari et al. (no prelo) mas foram citados por outros autores.

Ilhas Oceânicas Atlântico Sul	Rhodophyta	Phaeophyceae	Chlorophyta	Referências
Trindade (médio e Infralitoral até 10m – quadrats, transectos e mergulho)	76	31	65	Pellizzari et al. no prelo e presente capítulo
Trindade (infra até 50m, espécimes dragados ou mergulho)	55	21	47	Pedrini et al. 1989; Nassar 1994; Yoneshigue-V. 2005; Villaça et al. 2006.
Atol das Rocas (infralitoral - mergulho)	53	28	23	Oliveira and Ugadim (1976); Villaça et al. (2010).
Fernando de Noronha (médio e Infralitoral até 25m - mergulho)	86	28	54	Pedrini et al. 1992; Pereira-Filho et al. 2015; Amado-Filho et al. 2012; Burgos 2011.
São Pedro e São Paulo (Infralitoral até 20m - mergulho)	24	8	11	Burgos et al. 2009; Villaça et al. 2006.
Ascension Island* (UK, outgroup)	75	15	23	Tsiamis et al. 2014

Tabela 3. Comparação entre a riqueza específica por grupos de macroalgas (Rhodophyta, Phaeophyceae e Chlorophyta) em distintos estudos realizados em ilhas oceânicas Brasileiras, e em uma ilha britânica* do Atlântico Sul.

Os seguintes táxons não foram registrados, mas foram listados por Villaça et al. (2006): *Chaetomorpha nodosa*, *Codium decorticatum*, *Chamaedoris peniculum*, *Siphonocladus tropicus*, *Caulerpa mexicana*, *C. prolifera*, *Avrainvillea nigricans*, *Halimeda incrassata*, *Rhipilia* sp., *Arthrocardia flabellata*, *Ceramium comptum*, *Bryocladia thyrsgera*. Pereira-Filho (2011) listou 16 táxons estudando ictiofauna da ilha, agregando mais 6 ocorrências não reportadas na presente lista: *Champia parvula*, *Dasya brasiliensis*, *Heterosiphonia crassipes*, *Porkithon onkodes*, *Phymatolithon masonianum*, e *Spongites* sp.

Apesar do número de espécies de outras ilhas costeiras do Espírito Santo e do Rio de Janeiro ser maior, dentre as ilhas oceânicas do Atlântico Sul, Trindade pode ser considerada um *hotspot* de diversidade. A crescente riqueza algal registrada, quando comparada às contribuições anteriores (sintetizadas em Villaça et al. 2006), está primeiramente associada ao maior esforço amostral realizado por Pellizzari et al.

(no prelo), e principalmente devido ao levantamento espaço-temporal realizado em todas as praias de Trindade. Além disso, a maioria dos novos registros são espécimes delicados e pequenos, ou seja, formas inconspícuas, e de difícil detecção em estudos de curta duração. Ademais, alguns estudos anteriores foram concentrados no infralitoral, onde a profundidade e a área exata pesquisada nem sempre foi especificada, e as amostras, dragadas (Yoneshigue-Valentin et al. 2005); produzindo resultados subestimados e a partir de material biológico incompleto ou fragmentado devido a técnica amostral destrutiva. Assim, a baixa padronização e a aleatoriedade prévia dos esforços amostrais pretéritos também devem ser consideradas na interpretação deste aumento da riqueza macroalgal observado em Trindade.

No entanto, o foco sobre os efeitos dos câmbios termohalinos da água do mar, correlacionado às mudanças simultâneas na distribuição das comunidades algais em todo o globo, é vigente desde Müller et al. (2009) e novos registros de macroalgas estão sendo associados às mudanças abióticas com frequência (Sangil et al. 2010; Pellizzari et al. 2017).

Considerando os distintos grupos algais, uma maior riqueza de clorófitas foi observada (Tabela 1), apesar de não ter sido reportado em Trindade, até o presente momento, nenhum florescimento anômalo algal (*bloom*). O oportunismo ecológico de algas verdes (ex. Ulvales) é amplamente conhecido, além disso, algumas espécies podem com facilidade tornar-se invasoras de alguns ecossistemas. Afonso-Carrillo et al. (2007) reportaram para as Ilhas Canárias uma floração da clorófita *Pseudotetraspora marina*, uma espécie recém reportada para o Atlântico Oriental. Alguns novos registros observados em Trindade, incluem espécies que possivelmente chegaram recentemente, ou seja, exóticas, tais como: *Feldmannia indica* e *Dictyota jamaicensis* (Phaeophyceae); *Jania cultrata* (local mais próximo de registro prévio: Ilhas Maurício), *Melanothamnus tongatensis*, *M. harveyi*, *Parviphycus trinitatensis* e *Peyssonnelia inamoena* (Rhodophyta).

Segundo Sanchez et al. (2016), as mudanças no padrão de distribuição das algas tropicais diferem dos padrões observados em zonas temperadas ou polares, pois a “migração” parece representar mais uma conexão entre áreas previamente distantes ou isoladas. Além disso, maiores evidências de mudanças em águas tropicais são representados por florações (aumento abrupto de biomassa) de táxons oportunistas. Nesse sentido, os efeitos climáticos também podem resultar em mudanças ecológicas nas comunidades (ex. interações competitivas e / ou intensidade da herbivoria); e essas mudanças bióticas podem ser mais significativas do que os efeitos de mudanças termohalinas, se avaliados de forma isolada, o que dificulta as predições e interpretações de mudanças na distribuição de macroalgas tropicais, como é o caso de Trindade.

Outro grupo algal a ser monitorado frente aos câmbios globais, são as cianobactérias (Cyanophyta), que embora menos estudadas em ecossistemas marinhos insulares, estão ocorrendo com maior frequência na composição do fitobentos em

todas as zonas biogeográficas do planeta, incluso em zonas polares (Pellizzari et al. 2017). A presente lista, cita 26 táxons de cianobactérias filamentosas permeando o *turf* algal de Trindade. Esses organismos oportunistas e tolerantes, habitam ambientes diversificados e extremos, e podem indicar mudanças abruptas abióticas, principalmente de temperatura e pH da água do mar (Crispino e Sant’Anna, 2006). A riqueza de cianobactérias registrada em caráter inédito em Trindade é surpreendente. Mudanças na biomassa de cianobactérias filamentosas e o aumento de riqueza também foram documentadas em águas rasas de Porto Rico (Mar do Caribe), e nas ilhas Canarias (Stielow e Ballantine, 2003; Sangil et al. 2012, respectivamente).

Pellizzari et al. (no prelo) discutem através de dados de temperatura e salinidade obtidos durante os últimos 14 anos e adquiridos do programa MOVAR, uma plataforma brasileira ligada ao Sistema Global de Observação dos Oceanos (GOOS) - Comissão Oceanográfica Internacional (IOC - UNESCO) (www.goosbrasil.org/movar), que Trindade, desde 2012, apresentou aumento na temperatura superficial (mínima e máxima) durante o inverno, assim como, menores salinidades. Dados que corroboram a hipótese de que alterações termohalinas podem estar afetando a distribuição e composição das espécies de algas marinhas na Ilha.

Estudos de alterações na distribuição das comunidades algais são mais frequentes e evidentes em zonas polares, em comparação aos raros estudos realizados em zonas tropicais, como o reportado neste capítulo. Sjøtun et al. (2015) sugerem que a migração para o norte de macroalgas de zonas temperadas em aquecimento, ou a extinção de espécies do Ártico, provavelmente exigirá um aumento de temperatura da água do mar que permaneça constante por um período mais longo de tempo. No entanto, na Antártica, Pellizzari et al. (2017) e Sanchez et al. (2016) observaram um aumento da distribuição biogeográfica de alguns táxons, bem como discutiram o maior trânsito e conectividade entre populações de algas marinhas da Antártica, Sub-Antártica e Patagônia (América do Sul), possivelmente relacionado com grandes flutuações de temperatura mínima e máxima, em curto espaço de tempo.

Considerando-se especialmente as populações de algas tropicais de Trindade, as praias da face sul apresentaram maior riqueza e maior concentração de táxons exclusivos (raros). Esta área também apresentou uma maior variabilidade entre os dados abióticos caracterizados por maiores valores de desvio padrão (Tabela 2), sugerindo que essa maior dinâmica dos parâmetros físico-químicos e conseqüentemente a complexa circulação oceânica (Figura 1) pode estar influenciando a diversidade a área. A temperatura tem papel fundamental na tolerância fisiológica e limita o desenvolvimento de esporos algais, assim como o estabelecimento e sobrevivência dos gametófitos e a viabilidade de esporófitos jovens (Sjøtun et al. 2015). Águas mais quentes nos oceanos esgotam nutrientes e oxigênio rapidamente, particularmente para espécies tropicais, à exemplo de Trindade.

Espécimes algais de alguns grupos morfofuncionais de Trindade são geralmente menores se comparados às populações costeiras do sudeste do Brasil. No entanto,

em termos de biomassa, Trindade possui grandes bancos de algas calcárias. O pH ao redor da ilha é mais alto do que o esperado para esta área do Oceano Atlântico Sul (Tabela 2), sugerindo que a biomassa de algas calcárias observada poderia estar contribuindo para a formação de um “anel alcalino” em Trindade, um fator de mitigação perante a crescente acidificação dos oceanos, e que merece investigação mais detalhada.

Já os *turfs*, associações algais que conformam verdadeiros “tapetes” submersos, considerados a cobertura primária dos oceanos, são habitats biogênicos de importância primordial. Da mesma forma, algas crostosas e nodulares calcárias completam a biomassa de Trindade, conformando extensos bancos ao redor da ilha e apresentando papel estrutural neste ecossistema. Estes rodolitos desenvolvem-se em torno de um núcleo e são compostos por camadas concêntricas de carbonato de cálcio, que contribuem como parte do sedimento arenoso da ilha. Os bancos de algas calcárias, dominados por Lithophyllaceae e Corallinaceae, estão envolvidos no balanço global de CO₂ e do pH oceânico (Sissini et al. 2017). E também são essenciais na bioconstrução dos recifes e dos *beachrocks*, protegendo a costa da ilha contra a ação erosiva das ondas (Calliari et al. 2016), além de transformar fundos arenosos em ambientes altamente diversificados.

Algumas das espécies aqui listadas parecem estar aumentando seus limites de distribuição, o que denota a importância de se desenvolver programas de monitoramento de longo prazo nas ilhas oceânicas brasileiras, visando aumentar o conhecimento ficológico desses laboratórios e modelos naturais. Diferenças espaço-temporais e câmbios nos registros específicos e de riqueza de macroalgas de Trindade demandam investigações adicionais, visando corroborar as correlações com oscilações abióticas (padrões termohalinos e de pH), hidrodinamismo e interações bióticas.

Os cenários biológico e oceanográfico de Trindade podem estar sofrendo alterações, principalmente nesta última década, associadas a câmbios de temperatura, e de circulação marinha e atmosférica. Outro aspecto relevante a ser observado frente às mudanças climáticas, e já mencionado por Pellizzari et al. (2017) estudando a diversidade de macroalgas no Arquipélago das Shetland do Sul (Antártica), é que algumas espécies podem estar aumentando sua distribuição biogeográfica, além de uma tendência crescente de maior tráfego de espécies e conectividade entre algumas áreas, antes consideradas biogeograficamente isoladas.

Os níveis de endemismo para ecossistemas marinhos são distintos de terrestres, e usando-se macroalgas como *proxy*, estas parecem responder ao isolamento de forma distinta. Além da questão das mudanças climáticas, ou melhor, meteorológicas e oceanográficas, que resultam em mudanças na distribuição da biota, as populações algais de Trindade parecem refletir também à complexa circulação oceânica do Atlântico Sudoeste. Trindade está localizada em meio do Giro Subtropical, recebendo influências das correntes do Brasil, Atlântico Sul e Sul Equatorial, além de receber vórtices da Corrente das Agulhas e da Frente Angola-Benguela (Figura 1). Esta

complexidade nos padrões de circulação posiciona Trindade não apenas como área intocada e de controle, mas também como uma área de “trânsito” de macroalgas, e não especificamente área de transição (ecótono), onde observa-se um baixo nível de endemismo. Sendo assim, considerando as comunidades algais, isto sugere uma complexa relação de conectividade deste modelo oceânico, e também, que algumas ilhas remotas podem não estar mais tão isoladas como previamente reportadas.

Portanto, apesar do baixo nível de endemismo, esta listagem atualizada da macrofiteoflora de Trindade a posiciona como *hotspot* dentre as ilhas oceânicas do Atlântico Sul. Este capítulo reporta um estudo inédito para a temática em zona tropical, somado a hipótese de que as mudanças globais refletem na dinâmica das populações algais, inclusive aumentando a distribuição biogeográfica de alguns táxons. Desta forma, reforça-se a necessidade de monitoramento contínuo biótico e abiótico da área, a fim de retroalimentar constantemente esta base de dados, para futuras correlações com câmbios termohalinos.

Ressalta-se que o aumento na riqueza de um determinado grupo de organismos pode parecer inicialmente um aspecto positivo à comunidade, no entanto, isso também é um indicador de mudança, especialmente quando acompanhado por baixo grau endemismo. Por fim, a riqueza e diversidade de algas marinhas de Trindade foi subestimada, e este inventário atualizou o banco de dados para esta ilha remota brasileira. Portanto, a questão a ser investigada é se as capacidades plásticas e adaptativas desta população insular pristina são suficientes para sobreviver às mudanças globais. Esta contribuição, inédita para ilhas oceânicas tropicais do Atlântico Sul, é uma *baseline* para futuros estudos comparativos biogeográficos nesta área, e para o monitoramento sobre mudanças de distribuição de biota causadas por câmbio meteorológicos e oceanográficos.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F. Ilhas oceânicas brasileiras e suas relações com a tectônica atlântica. **Terrae Didat.** 2, 3–18. <https://doi.org/10.1007/BF01915460>. 2006.

AFONSO-CARRILLO, J.; SANSON, M.; SANGIL, C.T.; DÍAZ-VILLA, A. New records of benthic marine algae from the Canary Islands (Eastern Atlantic Ocean): morphology, taxonomy and distribution. **Botanica Marina** 50: 119–127 DOI 10.1515/BOT.2007.01. 2007.

AMADO-FILHO, G.M., PEREIRA-FILHO, G.H., BAHIA, R.G., ABRANTES, D.P., VERAS, P.C., MATHEUS, Z. Occurrence and distribution of rhodolith beds on the Fernando de Noronha Archipelago of Brazil. **Aquatic Botany** 101, 41–45. <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2012.03.016>. 2012.

BURGOS, D.C. **Composição e estrutura das comunidades em macroalgas do infralitoral do arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco - Brasil, com ênfase nas calcárias incrustantes.** Universidade Federal Rural de Pernambuco. Tese de doutorado. 94pp. 2011.

BURGOS, D.C.; PEREIRA, S.M.B.; BANDEIRA-PEDROSA, M.E. Levantamento florístico das Rodofíceas do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP) - Brasil. **Acta Bot. Brasilica** 23, 1110–1118. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000400020>. 2009.

- CALLIARI, L.J.; PEREIRA, P. S.; SHORT, A.D.; SOBRAL, F.C.; MACHADO, A.A.; PINHEIRO, Y.G.; FITZPATRICK, C. Sandy Beaches of Brazilian Oceanic Islands. **Brazilian Beach Syst.** 543–571. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_19. 2016.
- CRISPINO, L.M.B.; SANT'ANNA, C.L. Cianobactérias marinhas bentônicas de ilhas costeiras do Estado de São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Botânica** 29. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400014>. 2006.
- DUARTE L.; VIEJO RM.; MARTÍNEZ B; DECASTRO M.; GÓMEZ-GESTEIRA M.; GALLARDO T. Recent and historical range shifts of two canopy-forming seaweeds in North Spain and the link with trends in sea surface temperature. **Acta Oecol** 51:1–10. 2013.
- GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. **AlgaeBase**. World-wide electronic publication [WWW Document]. URL <http://http://www.algaebase.org>. 2019.
- HOEGH-GULDBERG, O; BRUNO, F. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. **Science** 328:1523–1528. 2010.
- JOLY, A.B. Scientific results of the “Baependi” and “Vega” cruise to the Trindade island: marine algae. **Bol. do Inst. Ocean.** 4, 147–156. 1953.
- JUETERBOCK A.; TYBERGHEIN L.; VERBRUGGEN H.; COYER JA.; OLSEN JL.; G. HOARAU. Climate change impact on seaweed meadow distribution in the North Atlantic rocky intertidal. **Ecology and Evolution.** 3(5): 1356– 1373. 2013.
- LIFLAND J. The North Atlantic Oscillation: climatic significance and environmental impact. **EOS Trans Am Geophys Union** 84: 73. 2003.
- LÜNING K. **Seaweeds: their environment, biogeography and ecophysiology**. John Wiley & Sons, New York, NY. 1990.
- MÜLLER R.; LAEPPELE T.; BARTSCH I.; WIENCKE C. 1990. Impact of oceanic warming on the distribution of seaweeds in polar and cold-temperate waters. **Botanica Marina** 52:617–638.
- NASSAR, C.A.G.. An assesment to the benthic marine algae at Trindade Island, Espírito Santo, Brazil. **Rev. Bras. Biol.** 54, 623–629. 1994.
- PARMESAN, C. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** 37:637–669. 2006.
- PedRINI, A.G.; GONÇALVES, J.E.A.; FONSECA, M.C.S.; ZAÚ, A.S.; LACORTE, C.C. A Survey of the Marine Algae of Trindade Island, Brazil. **Botanica Marina** 32. <https://doi.org/10.1515/botm.1989.32.2.97>. 1989.
- PELLIZZARI, F.M.; PORRUA, S.; PINTO, C.S.; ITO, C.S.; OSAKI, V.S.; M.C. SANTOS-SILVA. No prelo. Macroalgae diversity from Trindade Island, a Brazilian remote hotspot: new records, low endemism and expansion of species distribution in a biogeographic transition zone facing climate changes. **Journal of Sea Research**. In press.
- PELLIZZARI, F.; SILVA, M.C.; MEDEIROS, A.; OLIVEIRA, M.C.; YOKOYA, N.S.; PUPO, D.; ROSA, L.; P.COLEPICOLO. Diversity and spatial distribution of seaweeds in the South Shetland Islands, Antarctica: an updated database for environmental monitoring under climate change scenarios. **Polar Biology**. DOI: 10.1007/s00300-017-2092-5. 2017.
- PEREIRA-FILHO, G.H.; AMADO-FILHO, G.M.; GUIMARÃES, S.M.P.B.; MOURA, R.L.; SUMIDA, P.Y.G.; ABRANTES, D.P.; BAHIA, R.G.; GÜTH, A.Z.; JORGE, R.R.; FILHO, R.B.F.; Reef fish and benthic assemblages of the trindade and Martin Vaz island group, SouthWestern Atlantic. **Brazilian J.**

Oceanogr. 59, 201–212. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000300001>. 2011.

ROSENZWEIG, C. D.; KAROLY, M.; VICARELLI, P.; NEOFOTIS, Q; G. CASASSA. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. **Nature** 453:353– 357. 2008.

SANCHES, P.F.; PELLIZZARI, F.; HORTA, P.A. Multivariate analyses of Antarctic and sub-Antarctic seaweed distribution patterns: An evaluation of the role of the Antarctic Circumpolar Current. **J. Sea Res.** 110, 29–38. <https://doi.org/10.1016/J.SEAES.2016.02.002>. 2016.

SANGIL C.; SANSÓN M.; AFONSO-CARILLO J.; HERRERA R.; RODRÍGUEZ A.; MARTÍN-GARCÍA L.; DÍAZ-VILLA T. Changes in sub- tidal assemblages in a scenario of warming: prolifera- tions of ephemeral benthic algae in the Canary Islands (eastern Atlantic Ocean). **Mar Environ Res** 77:120–128. 2012.

SISSINI, M.N.; OLIVEIRA, M.C.; HORTA, P.A.; PELLIZZARI, F. Macroalgas da Ilha da Trindade, in: **PROTRINDADE: Programa de Pesquisas Científicas na Ilha Da Trindade - 10 Anos de Pesquisas**. SECIRM, p. 99-108. ISBN: 978-85-62033-03-2. 2017.

STIELOW, S.; BALLANTINE, D.L. Benthic cyanobacterial, *Microcoleus lyngbyaceus*, blooms in shallow, inshore Puerto Rican seagrass habitats, Caribbean sea. **Harmful Algae** 2: 127-133. 2003.

SJØTUN, K.; HUSA, V.; ASPLIN, L.; SANDVIK, A. D. Climatic and environmental factors influencing occurrence and distribution of macroalgae — a fjord gradient revisited. **Mar Ecol Prog Ser** .Vol. 532: 73–88. doi: 10.3354/meps11341. 2015.

STRAMMA, L.; ENGLAND, M. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. **J. Geophys. Res. Ocean.** 104, 20863–20883. <https://doi.org/10.1029/1999JC900139>. 1999.

TANAKA K.; TAINO S. HIROKO H, PRENDERGAST G, HIRAOKA M. Warming off southwestern Japan linked to distributional shifts of subtidal canopy-forming seaweeds. **Ecol Evol** 2:2854–2865. 2012.

TSIAMIS, K.; PETERS, A.F.; SHEWRING, D.M.; ASENSI, A.O.; VAN WEST, P.; KÜPPER, F.C. Marine benthic algal flora of Ascension Island, South Atlantic. **J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom** 97, 681–688. <https://doi.org/10.1017/S0025315414000952>. 2014.

VILLAÇA, R.; PEDRINI, A.; PEREIRA, S.; FIGUEIREDO, M.A.O. Flora marinha bentônica das ilhas oceânicas brasileiras, in: Alves, R., Castro, J. (Eds.), **Ilhas Oceânicas Brasileiras da Pesquisa ao Manejo**. Ministério do meio ambiente, Brasília, pp. 105–146. 2006.

YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; PEÇANHA, D.R.; PEREIRA, C.B.; RIBEIRO, S.M. Macroalgas da Plataforma continental da Ilha da Trindade e de Martin Vaz. in: **X Reunião Brasileira de Ficologia: Um Compromisso com a Sustentabilidade dos Recursos Aquáticos**. Museu Nacional, RJ. 2005.

ILHA DA TRINDADE	FACE		FACE NORTE	
	SUL			
CYANOPHYTA	V	I	V	I
<i>Anabaena</i> sp.	+	-	-	-
<i>Blennothrix lyngbyacea</i>	+	+	+	+

<i>Calothrix</i> sp.	-	+	-	-
<i>Chamaecalyx</i> sp.	+	-	-	-
<i>Coleofasciculus chthonoplastes</i>	+	-	-	-
<i>Hydrocoryne</i> sp.	+	+	-	-
<i>Hydrocoryne spongiosa</i>	+	+	+	+
<i>Kyrtuthrix</i> sp.	-	+	-	-
<i>Leibleinia</i> sp.	+	-	-	-
<i>Leptolyngbya gracilis</i>	-	-	-	+
<i>Lyngbya confervoides</i>	+	+	+	+
<i>Lyngbya majuscula</i>	+	+	+	+
<i>Lyngbya</i> sp.	+	+	-	+
<i>Nostoc commune</i>	+	+	+	+
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	+	-	-
<i>Phormidium holdenii</i>	+	-	+	-
<i>Phormidium nigroviride</i>	+	+	-	-
<i>Phormidium</i> sp.	+	+	+	+
<i>Rivularia atra</i>	+	+	-	-
<i>Rivularia</i> sp.	-	+	-	-
<i>Scytonema</i> sp.	+	-	-	-
<i>Sirocoleum kurzii</i>	+	-	+	-
<i>Spirulina major</i>	-	-	+	-
<i>Stigonema</i> sp.	+	-	-	-
<i>Symploca</i> sp.	+	+	+	-
<i>Trichocoleus</i> sp.	-	+	-	-
Total de spp. e novos registros (NR) = 26 táxons	19	16	10	8

ILHA DA TRINDADE	FACE SUL		FACE NORTE	
	V	I	V	I
CHLOROPHYTA				
<i>Acetabularia caliculus</i>	-	-	-	+
<i>Acetabularia</i> sp.	+	-	-	-
<i>Anadyomene saldanhae</i>	+	-	-	-
<i>Anadyomene stellata</i>	+	+	-	-
<i>Boodleopsis pusilla</i>	+	+	-	-
<i>Bryopsis hypnoides</i>	+	+	-	-
<i>Bryopsis pennata</i>	+	+	+	+
<i>Bryopsis plumosa</i>	+	+	+	+
<i>Caulerpa ambigua</i>	+	+	+	+
<i>Caulerpa fastigiata</i>	+	+	+	+
<i>Caulerpa kempfii</i>	+	+	-	-
<i>Caulerpa racemosa</i>	-	-	+	+
<i>Caulerpa</i> sp.	-	+	-	-
<i>Caulerpa verticillata</i>	+	+	+	+
<i>Caulerpa webbiana</i>	+	+	+	+
<i>Chaetomorpha aerea</i>	+	+	+	-
<i>Chaetomorpha antennina</i>	+	+	+	+

<i>Chaetomorpha brachygonia</i>	-	+	-	+
<i>Chaetomorpha</i> sp. (cf. <i>clavata</i>)	-	+	-	-
<i>Cladophora albida</i>	+	+	+	+
<i>Cladophora brasiliiana</i>	+	-	+	-
<i>Cladophora catenata</i>	+	+	+	+
<i>Cladophora coelothrix</i>	+	+	+	+
<i>Cladophora corallicola</i>	+	+	-	+
<i>Cladophora dalmatica</i>	+	+	+	+
<i>Cladophora lehmanniana</i>	-	-	+	-
<i>Cladophora rupestris</i>	-	-	-	+
<i>Cladophora sericea</i>	+	+	-	+
<i>Cladophora</i> sp.	+	+	+	+
<i>Cladophoropsis membranacea</i>	+	+	+	+
<i>Dasycladus vermicularis</i>	+	+	-	-
<i>Derbesia marina</i>	+	-	-	-
<i>Dictyosphaeria cavernosa</i>	+	+	+	+
<i>Dictyosphaeria ocellata</i>	+	+	+	+
<i>Dictyosphaeria</i> sp.	+	+	+	+
<i>Dictyosphaeria versluisii</i>	+	+	+	+
<i>Halimeda discoidea</i>	-	-	-	+
<i>Halimeda tuna</i>	+	-	+	+
<i>Lychaete (Cladophora) pellucida</i>	+	-	-	-
<i>Neomeris annulata</i>	+	-	+	+
<i>Neostromatella monostromatica</i>	+	+	-	-
<i>Parvocaulis parvulus</i>	+	-	-	-
<i>Penicillus capitatus</i>	+	+	+	+
<i>Phyllocladon anastomosans</i>	+	-	-	+
<i>Pseudorhizoclonium africanum</i>	-	-	-	+
<i>Rhizoclonium</i> sp.	+	-	-	-
<i>Rosenvingiella polyrhiza</i>	+	-	-	-
<i>Udotea flabellum</i>	-	-	-	+
Ulotriconales N.I. (cf. <i>Prasiola</i> sp.)	-	+	-	-
<i>Ulva chaetomorphaeoides</i>	+	-	-	-
<i>Ulva clathrata</i>	-	+	+	-
<i>Ulva compressa</i>	-	+	-	-
<i>Ulva flexuosa</i>	+	+	+	+
<i>Ulva lactuca</i>	-	-	+	+
<i>Ulva linza</i>	-	-	-	-
<i>Ulvella lens</i>	-	+	-	+

<i>Ulvella scutata</i>	+	+	-	-
<i>Ulvella sp.</i>	+	-	+	-
<i>Ulvella viridis</i>	+	+	+	-
<i>Valonia aegagropila</i>	+	+	-	+
<i>Valonia sp.</i>	+	-	-	-
<i>Valonia utricularis</i>	+	-	-	+
<i>Valonia ventricosa</i>	+	+	+	+
<i>Willeella (Cladophora) montagneana</i>	+	+	+	-
Total: 64 spp. *NR=30	48	41	28	36

	ILHA DA TRINDADE		FACE SUL		FACE NORTE	
	V	I	V	I	V	I
PHAEOPHYCEAE						
<i>Asterocladon rhodochortonoides</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Asteronema breviarticulatum</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Bachelotia antillarum</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Canistrocarpus cervicornis</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Chnoospora minima</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Colpomenia sinuosa</i>	+	-	-	-	-	+
<i>Dictyopteris delicatula</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Dictyopteris plagiogramma</i>	-	-	-	-	-	+
<i>Dictyota bartayresiana</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Dictyota ciliolata</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Dictyota jamaicensis</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Dictyota menstrualis</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Dictyota mertensii</i>	+	+	-	-	-	-
Kützing						
<i>Dictyota sp.</i>	-	+	-	-	-	-
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Feldmannia indica</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Feldmannia irregularis</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Feldmannia mitchelliae</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Levringia brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	+
<i>Lobophora variegata</i>	+	+	+	+	+	-
<i>Neoralsia expansa</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Padina antillarum</i>	+	-	+	-	+	-
<i>Padina gymnospora</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Padina sanctae-crucis</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Padina sp.</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Sargassum vulgare var. nanum</i>	-	+	-	-	-	-
<i>Sphacelaria brachygonia</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Sphacelaria rigidula</i>	+	+	-	-	-	+

<i>Sphacelaria tribuloides</i>	+	+	+	+
<i>Styopodium zonale</i>	+	-	-	-
Total: 30 spp. NR*=9	26	23	17	19

ILHA DA TRINDADE	FACE SUL		FACE NORTE	
	V	I	V	I
RHODOPHYTA				
<i>Acrochaetium microscopicum</i>	+	+	-	+
<i>Aglaothamnion uruguayense</i>		+	+	+
<i>Amphiroa anceps</i>	+	-	-	-
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	+	+	+	+
<i>Amphiroa fragilissima</i>	+	+	+	+
<i>Botryocladia pyriformis</i>	-	+	-	-
<i>Callithamnion sp.</i>	-	-	+	-
<i>Centroceras clavulatum</i>	+	+	+	+
<i>Centroceras gasparinii</i> cf.	+	+	+	+
<i>Ceramium brasiliense</i>	+	+	+	+
<i>Ceramium brevizonatum</i>	+	+	+	-
<i>Ceramium dawsonii</i>	+	+	+	-
<i>Ceramium deslongchampsii</i>	+	+	+	-
<i>Ceramium diaphanum</i>	+	-	-	+
<i>Ceramium luetzelburgii</i>	+	-	-	-
<i>Ceramium sp.</i>	+	+	-	+
<i>Ceramium tenerrimum</i>	-	-	-	+
<i>Ceratodictyon variabile</i>	+	+	+	+
<i>Champia feldmannii</i>	+	-	+	-
<i>Champia minuscula</i>	+	-	+	-
<i>Champia sp.</i>	+	+	-	-
<i>Chondracanthus acicularis</i>	-	-	-	+
<i>Chondracanthus sp.</i>	+	+	-	-
<i>Chondria decipiens</i>	+	-	-	-
<i>Chondria polyrhiza</i>	+	-	-	-
<i>Chondria sp.</i>	+	+	+	+
Complexo Lithophylum-Lithothamnion	+	-	-	-
<i>Digenea simplex</i>	+	+	+	+
<i>Erythrotrichia carnea</i>	+	-	-	-
<i>Gayliella flaccida</i>	+	+	-	+
<i>Gelidiella sp.</i>	+	-	-	-
<i>Gelidium pusillum</i>	+	+	+	+
<i>Gelidium sp.</i>	-	+	-	+
<i>Gracilaria cornea</i>	-	-	+	-
<i>Grateloupia filicina</i>	-	+	+	+

<i>Gymnothamnion elegans</i>	+	-	-	-
<i>Halymenia vinacea</i>	-	-	-	+
<i>Herposiphonia delicatula</i>	+	-	-	-
<i>Herposiphonia secunda</i>	+	+	+	+
<i>Herposiphonia tenella</i>	+	+	+	+
Ambronn				
<i>Heterosiphonia crispella</i>	+	+	+	+
<i>Heterosiphonia erecta</i>	+	-	-	-
<i>Hildenbrandia rubra</i>	+	+	-	-
<i>Hydrolithon</i> sp.	-	+	-	+
<i>Hypnea spinella</i>	+	+	+	+
<i>Jania adhaerens</i>	+	+	+	+
<i>Jania capillacea</i> Harvey	-	+	-	-
<i>Jania cubensis</i>	+	+	+	-
<i>Jania cultrata</i>		-	-	+
<i>Jania pumila</i>	+	+	+	+
<i>Jania rubens</i>	+	+	+	+
<i>Jania</i> sp.	+	+	-	+
<i>Jania unguolata</i>	+	-	+	+
<i>Leptofaucheia rhodymenioides</i>	+	-	-	+
<i>Lithophyllum prototypum</i> (Foslie) Foslie	-	+	+	+
<i>Melanothamnus ferulaeus</i>	+	+	-	+
<i>Melanothamnus harveyi</i>	+	-	+	-
<i>Melanothamnus tongatensis</i>	+	+	+	+
<i>Melyvonnea erubescens</i>	+	+	+	+
<i>Mesophyllum</i> sp.	-	+	-	+
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	-	+	+	-
<i>Palisada flagellifera</i>	+	+	+	+
<i>Palisada perforata</i>	+	+	+	+
<i>Parviphycus trinitatensis</i>	+	+	+	+
<i>Peyssonnelia inamoenana</i>	+	+	-	+
<i>Peyssonnelia</i> sp.	-	+	-	+
<i>Polysiphonia howei</i>	+	+	+	+
<i>Polysiphonia sertularioides</i>	+	-	+	-
<i>Polysiphonia</i> sp.	+	+	-	+
<i>Polysiphonia subtilissima</i>	+	+	+	-
ma				
<i>Pterocladia sanctarum</i>	+	+	-	-
<i>Sahlingia subintegra</i>	+	+	+	+

<i>Taenioma nanum</i> Pa- penfuss	+	+	+	-
<i>Taenioma perpusillum</i>	+	+	-	-
<i>Tricleocarpa fragilis</i>	+	+	-	-
<i>Vertebrata foetidissi- ma</i>	+	+	+	+
total 76 spp. NR*=35	61	53	42	45

Tabela 1. Checklist específico de macroalgas estudadas na Ilha da Trindade em escala espaço-temporal, nas faces Norte e Sul da ilha, e durante inverno (I) e verão (V). As autorias dos nomes científicos foram suprimidas da lista, mas podem ser acessadas em www.algaebase.org. As novas ocorrências de espécies para a área estão em destaque.

VARIABILIDADE GENÉTICA DE DUAS LINHAGENS COMERCIAIS DE CAMARÃO EXPOSTAS EXPERIMENTALMENTE AO VÍRUS DA MIONECROSE INFECCIOSA (IMNV)

Lucas Lima de Oliveira

Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR
Fortaleza – CE

Jamille Martins Forte

Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR
Fortaleza – CE

Luiz Fagner Ferreira Nogueira

Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR
Fortaleza – CE

Rodrigo Maggioni

Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR
Fortaleza – CE

RESUMO: A produção do camarão *Litopenaeus vannamei* em 2010, foi responsável por 71,8% da produção mundial de todas as espécies de camarões marinhos. No Brasil, foi estimada a produção de 70 mil toneladas em 2010. *L. vannamei* é uma espécie exótica e o acesso a recursos genéticos desta espécie são limitados. O presente trabalho teve como objetivo examinar e comparar a variabilidade genética de duas linhagens comerciais do camarão *L. vannamei*, uma linhagem de crescimento e outra de resistência ao IMNV, por meio de genotipagem de marcadores microssatélites em

conjuntos multiplex. Cada amostra foi submetida a uma reação de PCR-multiplex para dois conjuntos de locos: conjunto 1 (TUMXL8.256; TUMXL8.32; PVAN0013) e conjunto 2 (CNM-MG384; CNM-MG421; PVAN1003). Análises estatísticas incluíram o cálculo de estimadores de diversidade genética e de índices de fixação. Observou-se elevado índice de endogamia (F_{IS}) em ambas as linhagens estudadas (L.C= 0,4482 e L.R= 0,3777), bem como elevado índice de diferenciação genética (F_{ST} = 0,1530). A linhagem de crescimento apresentou heterozigosidade observada superior (H_o = 0,2147) à linhagem de resistência (H_o = 0,0745). Em conclusão, a análise de locos de microssatélites revelou diferenças genéticas significativas entre as populações além de apresentarem sinais de endocruzamento elevados e variabilidade genética reduzida.

PALAVRAS-CHAVE: microssatélites, PCR Multiplex, variabilidade genética, genotipagem, *Litopenaeus vannamei*.

ABSTRACT: Production of shrimp *Litopenaeus vannamei* in 2010 accounted for 71.8% of world production of all species of marine shrimp. In Brazil, the production of 70 thousand tons was estimated in 2010. *L. vannamei* is an exotic species and access to genetic resources of this species is limited. The objective of the present work was to examine and compare the

genetic variability of two commercial strains of shrimp *L.vannamei*, one strain of growth and one of resistance to IMNV, by means of genotyping of microsatellite markers in multiplex sets. Each sample was submitted to a multiplex PCR reaction for two sets of loci: set 1 (TUMXL8.256; TUMXL8.32; PVAN0013) and set 2 (CNM-MG384; CNM-MG421; PVAN1003). Statistical analyzes included the estimation of genetic diversity and fixation indices. A high inbreeding index (FIS) was observed in both strains studied (L.C = 0.4482 and L.R = 0.3777), as well as a high genetic differentiation index (FST = 0.1530). The growth line showed higher observed heterozygosity (Ho = 0.2147) to the resistance line (Ho = 0.0745). In conclusion, analysis of microsatellite loci revealed significant genetic differences among populations in addition to showing signs of high inbreeding and reduced genetic variability.

KEY WORDS: microsatellite, multiplex PCR, genetic variability, genotyping, *Litopenaeus vannamei*.

1 | INTRODUÇÃO

A produção da espécie *Litopenaeus vannamei* é a mais representativa dentre as espécies cultiváveis no mundo, sendo o principal representante dos camarões peneídeos no setor da carcinicultura, no qual foi responsável por cerca de 76% da produção de camarões marinho no mundo (FAO, 2014; 2016). A região nordeste do Brasil é a principal representante da produção de camarão marinho do país, onde, das quase 70 mil toneladas de camarão produzido 35 mil toneladas é oriundo do estado do Ceará (MAPA, 2012).

O Brasil possui cerca de 1.000.000 hectares de áreas em potencial para utilização na carcinicultura, bem como está estrategicamente posicionado geograficamente em uma região que possibilita a produção durante o ano inteiro na região nordeste, onde estão presentes os principais produtores do país (ABCC, 2016; MAPA, 2012). No entanto, o setor ainda enfrenta inúmeros desafios, dentre eles a manifestação de doenças virais são os maiores causadores de perdas na produção do setor (ROCHA, 2007;).

Uma série de medidas regulatórias foi implantada visando à limitação de importação de reprodutores de *L. vannamei*, espécie exótica no Brasil, impulsiona a redução do germoplasma, resultando em elevados índices de endocruzamento e diminuição da variabilidade genéticas dos estoques (FREITAS e GALETTI-JUNIOR, 2002). De forma a obter melhor desempenho da espécie frente a essas barreiras, já é possível obter no mercado pós-larvas fruto do melhoramento genético, tanto para o crescimento como para patógenos específicos, em especial ao vírus da Mionecrose Infecciosa (IMNV). Dentre as principais doenças de origem viral, o vírus da mionecrose infecciosa (IMNV) tem sido alvo de estudos para detecção molecular devido às elevadas perdas nos cultivos de *L. vannamei* nas Américas (LIGHTNER, 2011).

O vírus da mionecrose infecciosa surgiu no Brasil, em 2002 no Piauí, desde

então causou sérios danos ao setor produtivo nos anos seguintes, esse prejuízo foi o suficiente para qualificá-lo como uma das doenças virais de notificação obrigatória pela Escritório Internacional de Epizootias – OIE (ABCC, 2016).

Inúmeros programas de melhoramento genético estão disponíveis, visando mudar a média fenotípica de alguma característica de interesse, onde por meio do monitoramento zootécnico da espécie o melhoramento é alcançado (FALCONER, 1987). Porém as seleções artificiais dessas alterações podem provocar distúrbios na variabilidade genética da população. Atualmente o monitoramento da diversidade genética é aferido diretamente na aquicultura utilizando marcadores moleculares, que se mostram eficientes na identificação de locos associados às características de interesse selecionadas em programas de melhoramento. (BENZIE 2000; BRAVINGTON e WARD, 2004; CHISTIAKOV et al., 2006). Dentre os principais marcadores utilizados os marcadores de seleção assistida (MAS) são os mais utilizados, no qual os marcadores microssatélites apresentam-se como os mais eficientes nas análises de populações, e destacam-se tanto pela sua abundância pelo genoma, quanto pelo elevado grau de polimorfismo (CHISTIAKOV et al., 2006; LIU; CORDES, 2004).

A técnica de PCR-multiplex é comumente aplicado às análises com marcadores moleculares do tipo microssatélites por permitir ampliações de múltiplos alelos em uma única reação, bem como garanti aumento da robustez e definição das regiões amplificadas (HENEGARIU et al., 1997).

2 | SITUAÇÃO DA CARCINICULTURA NO BRASIL E NO MUNDO

O cenário da aquicultura atualmente é promissor. Nos últimos anos houve um aumento significativo da produção de pescado em ambientes de cultivo continental, de cerca de 34,3 milhões de toneladas em 2009, para 47,1 em 2014 (FAO, 2016), enquanto que a produção por capturas do ambiente natural permaneceu quase constante desde 2009. Do total de pescado produzido, capturas e aquicultura, observou-se um crescente aumento de seu uso para consumo humano, de 18,1 kg de consumo per capita em 2009 para 20,1 kg em 2014, indicando a demanda por proteína animal marinha (FAO, 2016). A produção do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* ou camarão branco do pacífico, representa cerca de 76% da produção de camarões peneídeos do mundo, cerca de 3,5 milhões de toneladas (FAO 2014; 2016).

O Brasil, tem um enorme potencial de produção aquícola devido ao fato de possuímos cerca de 1.000.000 de hectares de áreas que podem ser utilizadas para a carcinicultura, bem como um posicionamento geográfico estratégico para tal, no qual temos os estados do Nordeste como os principais produtores do país (ABCC, 2016; MAPA, 2012). O histórico de produção de camarão marinho no Brasil mostra que o setor ainda está em expansão desde a introdução da espécie *Litopenaeus vannamei*. Entre 1997 e 2007 *L. vannamei* tornou-se a principal espécie a ser cultivada no mundo,

com 70,11% de representatividade na produção, desbancando a espécie *Penaeus monodon*, a principal até então (ROCHA; ROCHA, 2009). Em paralelo, a carcinicultura marinha brasileira cresceu numa média de 72,3% durante o mesmo período, 1997 (3.600 t) e 2003 (90.190 t), ocupando a liderança mundial de produtividade nesse ano (6.083 kg/ha/ano) (ABCC, 2016).

Entretanto, o Brasil tem enfrentado desafios importantes na tentativa de manter a produtividade do camarão marinho, como o surgimento de doenças como o IMNV e o WSSV, associados às enchentes dos anos de 2004, 2008 e 2009. No ano de 2004 a produção brasileira sofreu uma queda considerável na produção, de 90.180 t em 2003, para 76.000 t em 2004 (ROCHA, 2007). Além disso, com empecilhos fiscais na obtenção de licenças ambientais para instalações de fazendas, associado à falta de investimento no setor, a produção de camarão no Brasil não conseguiu manter-se no topo da produção mundial (ABCC, 2016).

Segundo (FAO 2016), o Brasil ocupou a 14^o posição na produção total em aquicultura em 2014 (562,5 mil toneladas), no qual 65,1 mil toneladas representam a produção de crustáceos, liderados pela produção do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* produzido principalmente na região nordeste, responsável por mais da metade da produção total, e onde só o estado do Ceará produziu cerca de 35 mil toneladas (MAPA, 2012).

2.1 Impacto do IMNV Sobre o Cultivo de Camarão

Dentre a inúmeras dificuldades que o setor luta para enfrentar, as doenças virais têm se mostrado como uma das principais problemáticas a serem enfrentadas e as que mais causam prejuízos aos produtores (LIGHTNER, 2011). O Brasil possui quatro das cinco doenças virais de notificação obrigatória pelo Escritório Internacional de Epizootias - OIE (WSSV, IMNV, NHP-B e IHHNV-1) (ABCC, 2016). Estas, são apontadas como as mais preocupantes, por apresentarem alto grau de mortalidade, afetando a produtividade (ABCC, 2016).

No Brasil, o Vírus da mionecrose infecciosa (IMNV), foi uma das doenças que mais causaram impactos na produção, em especial na região Nordeste, onde foi primeiramente identificada no estado do Piauí, em setembro de 2002. Após seu primeiro relato, os sintomas da doença foram observados nos municípios do litoral oeste do Ceará, e posteriormente foi disseminando ao litoral leste. Pouco tempo depois, migrando sentido leste, os sintomas foram relatados em fazendas nos Estados do Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco.

A sintomatologia consiste na perda de transparência do músculo abdominal paralela a uma mortalidade diária de indivíduos a partir de 7g. Os indivíduos infectados apresentam necrose nos músculos do abdômen e do cefalotórax, macroscopicamente é possível observar a evolução da doença pelas mudanças de cor nas regiões

afetadas, os primeiros estágios apresentam coloração opaca e aspecto leitoso, conforme a doença alcança estágios mais avançados as regiões afetadas atingem tons alaranjados (NUNES; MARTINS; GESTEIRA 2004) . Essas características, seguidos de inúmeros estudos sobre o vírus, concluíram que este teve origem no Brasil, e os danos causados nos primeiros anos de surto, o colocaram na lista de doenças de notificação obrigatória Escritório Internacional de Epizootias - OIE no ano de 2008.

2.2 Definição de Microssatélites e Sua Utilização em Aquicultura

Marcadores moleculares microssatélites, ou *short tandem repeats* (STRs), são sequências genômicas que se repetem em tandem e estão presentes em todos genomas de eucariotos. Como características, podem alcançar uma variação de 1 a 6 pares de bases, possuem caráter hereditário codominante e apresentam alto grau de polimorfismo (CHISTIAKOV et al, 2006). Apresentam um tamanho relativamente pequeno e são de fácil amplificação por meio de PCR. Essas características o tornam uma excelente ferramenta molecular em inúmeras áreas, tanto em estudos nos setores da biologia, como análises forenses e epidemiológicas, quanto em setores comerciais, como em ciências agrárias e aquicultura. No setor da aquicultura, esses marcadores vêm sendo amplamente utilizados pelo fato de serem úteis no mapeamento de características quantitativas (QTL), na construção de mapas de ligação, seleção assistida e, principalmente, na caracterização do material genético e seleção de reprodutores (CHISTIAKOV et al., 2006; O'CONNELL et al, 1997).

Para a espécie de camarão marinho *Litopenaeus vannamei*, muitos estudos obtiveram sucesso na utilização de marcadores moleculares microssatélites no âmbito de monitorar a variabilidade genética de estoques selvagens e cultivados (MEEHAN et al., 2003; PÉREZ et al., 2005; VALLES-JIMENEZ et al., 2005; MAGGIONI et al., 2013; MONTALDO et al., 2013). Para a Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), espécie de peixe importante na aquicultura nacional, um estudo recente de caracterização genética foi desenvolvido utilizando marcadores microssatélites, a qual mostrou-se eficiente para determinar índices de variabilidade genética em linhagens de cultivo (FORTE, 2015).

Estes trabalhos têm evidenciado o papel fundamental do uso de marcadores moleculares microssatélites no desenvolvimento do setor da aquicultura, sendo uma importante ferramenta para selecionar ou identificar linhagens com características de interesse, tanto para resistência à patógenos, quanto para seleção de reprodutores (CHISTIAKOV et al., 2006; GJEDREM & BARANSKI, 2009; NOGUEIRA, 2016).

3 | MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Obtenção das Amostras

A aquisição das amostras foi feita a partir de duas empresas comerciais especializadas na produção de pós-larvas selecionadas para o crescimento (L.C) e outra empresa especializada na produção de pós-larvas selecionadas para a resistência (L.R).

3.2 Extração de DNA

O DNA do tecido muscular foi extraído utilizando o protocolo de extração PCI-Proteinase-K, descrito por (SAMBROOK et al. 1989).

3.3 Variabilidade Genética Por Marcadores Moleculares Microssatélites

A avaliação de variabilidade genética foi feita a partir dos conjuntos multiplex desenvolvidos por Forte (2014). O painel multiplex é composto por seis locos divididos em dois conjuntos (tabela 1), no qual foram utilizados nas análises de variabilidade genética entre as linhagens de crescimento (L.C) e a linhagem de resistência ao IMNV (L.R). Foi adicionado um marcador fluorescente (cauda m13) em cada loco microssatélite.

As reações de PCR multiplex foram realizadas em um volume final de 10 μ L, contendo Qiagen Multiplex PCR Master Mix (2X), 0,3 μ M do primer mix (2,94 μ M de *primer forward*, 3 μ M de *primer reverse* e 0,06 μ M da cauda fluorescente) e 200 ng de DNA genômico. O protocolo de termociclagem foi o seguinte: desnaturação a 94°C/4 minutos, seguidos de 35 ciclos de 94°C/30 s, 56°C/45 s e 72°C/60 s, 8 ciclos de 53°C/45 s e 72°C/45 s, e uma extensão final a 72°C/30 s. Os produtos obtidos primeiramente foram avaliados por meio de gel de eletroforese, onde a integridade dos produtos foram verificados, em seguida foram lidos em sequenciador automático capilar ABI3500 (Applied Biosystems, CA, USA) com o marcador de peso molecular GS-600 LIZ®, onde foram obtidos genótipos para ambas as linhagens utilizando o software GeneMapper Versão 4.0.

	Microsatélites (ID)	Sequência (5' – 3')	Am- plicon (pb)	Tipo de repetição
Conjunto PCR 1	TUMXLV8.256	*GGACTCACACTTCTGGTTC GGCTGCACCTTGTAAGTC	184	(AAT) ₄ ...
	TUMXLV8.32	*TTACCGCCTAAGAGCGAATG TGCCTTTTCGTACCAGTCAAG	238	(CA) ₃ ... (TA) ₄
	PVAN0013	*TGCTCTGGTAACGACAAACG AGACCTGTGGCGAAGTGC	302	(TA) ₅ ... (AT) ₄
Conjunto PCR 2	CNM-MG421	*TTTCTGCCACGGAGTT CTGTTGCCCAAATAGC	162	(AAT) ₅
	PVAN1003	*ATATTTTCATGCGTTCCGAGG GACTATCTCACGCGCCTCTC	167	(GT) ₉ ... (AT) ₂ (GT) ₆
	CNM-MG384	*ATCGGGAATACAATCG AACCCCTAACAAACAATAAG	245	(AAA- CA) ₅

Tabela 1. Conjuntos de marcadores moleculares microsatélites, cada conjunto representa uma reação de PCR-multiplex, onde cada loco foi marcado com um fluoróforo adicionado na cauda M13.

*Cauda M13 (TGTAACGACGGCCAGT)

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.4 Análises de dados

As análises de estimadores de diversidade genética e de índices de fixação (H_o) e esperada (H_e), índices de F de Wright (COCKERHAM & WEIR, 1993) bem como as análises de equilíbrio de Hardy-Weinberg (EHW) foram obtidos através da plataforma online GENEPOP, versão 4.2 (RAYMOND E ROUSSET, 1995) O índice de diversidade alélica (F_{ST}) foi obtido pelo programa FSTAT (GOUDET, 2002). A determinação de alelos nulos foi obtida pelo software Micro-Checker 2.2.3.

4 | RESULTADOS

4.1 Análise de Variabilidade genética

Os alelos de cada marcador foram claramente identificados pelo software. Os resultados das análises utilizando o software GENEPOP 4.2 estão disponíveis na

tabela 2 os valores obtidos para heterozigidade observada (H_o) e para o índice de endogamia (F_{is}) estão destacados na figura 1. As frequências alélicas de cada loco em suas populações são apresentadas nos gráficos de frequência alélica da figura 2.

População	Locos						Média
	PVANO 013	CNM-MG384	CNM-MG42	TUMXLV8 .256	TUMXLV 8.32	PVAN1 003	
L.C (n=45)							
Na	4	12	4	5	6	3	5,6666
H_o	0,2444	0,2666	0,3111	0,1555	0,1555	0,1555	0,2147
H_e	0,5154	0,5220	0,3740	0,4560	0,4735	0,1848	0,4209
F_{is}	0,5293	0,4934	0,1700	0,6621	0,6746	0,1600	0,4482
P_{valor}	0,0000	0,0000	0,0002	0,0000	0,0000	0,0300	
L.R (n=38)							
Na	1	5	5	2	1	2	2,6666
H_o	0	0,0263	0,1315	0,0526	0	0,2368	0,0745
H_e	0	0,3309	0,5037	0,0519	0	0,2858	0,1953
F_{is}	-	0,6098	0,7415	-0,0137	-	0,1735	0,3777
P_{valor}	-	0,0000	0,0000	1,0000	-	0,2927	
F_{st}	0,4190	-0,0090	0,0050	0,1960	0,2860	0,0410	0,1530

Tabela 2 – Variabilidade genética das duas populações de *L. vannamei* para os seis locos de microssatélites estudados.

Fonte: Elaborado pelo autor.

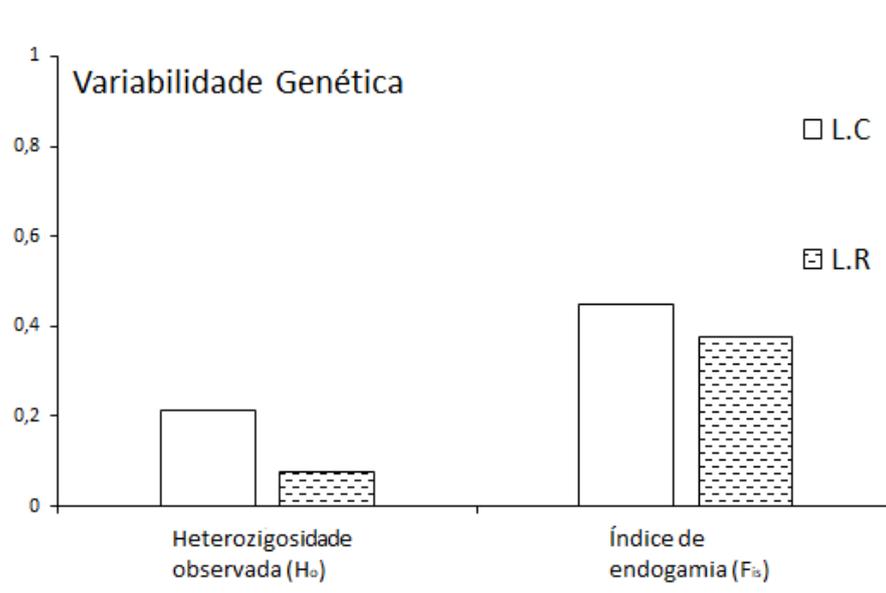


Figura 1 - Frequências de heterozigidade observada (H_o) e índice de endogamia (F_{is}) de ambas as linhagens estudadas.

Fonte: dados da pesquisa.

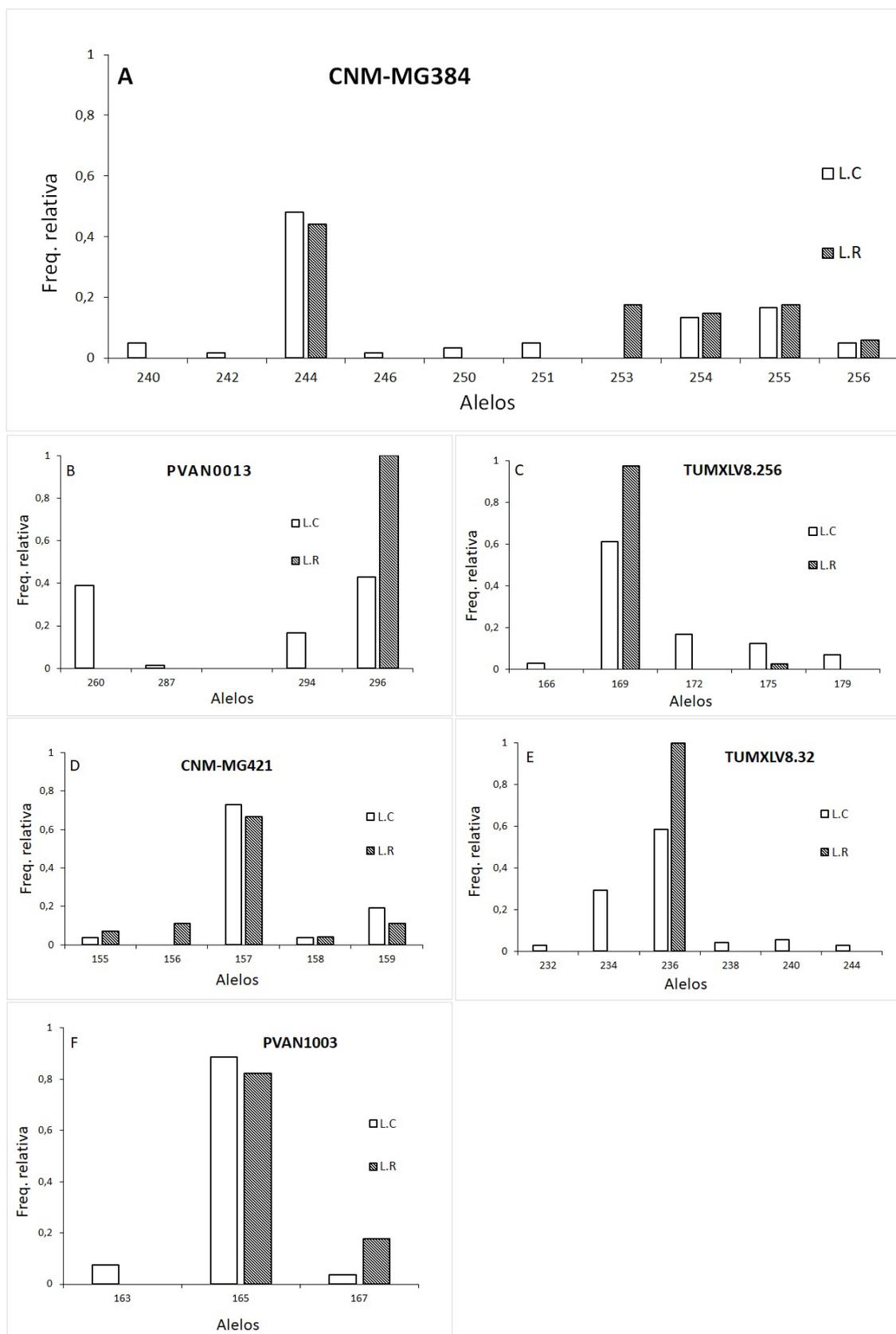


Figura 2 - Frequência alélica dos 6 locos microssatélites analisados: A) CNM-MG384; B) PVAN0013; C) CNM-MG421; D) TUMXLV8.256; E) TUMX LV8.32 e F) PVAN1003. L.R e L.C representam a linhagem de resistência e linhagem de crescimento respectivamente.

Os valores de (F_{IS}) indicaram elevado índice de endogamia para ambas as linhagens do estudo (L.C= 0,4482 e L.R=0,3777), estes valores representam uma média obtida a partir de todos os locos analisados, no qual, todos, com exceção do

loco TUMXLV8.256, observou-se índice elevado. O índice de diferenciação genética entre as linhagens estudadas foi representativo ($F_{ST} = 0,1530$).

Os locos TUMXLV8.32 e PVAN0013 apresentaram-se monomórficos (apenas um alelo) na linhagem de resistência, esse fato impediu a obtenção dos dados de heterozigosidade e equilíbrio de Hardy-Weinberg para esses marcadores. Com base nos outros locos a linhagem de resistência apresentou menor frequência de heterozigotos ($H_o = 0,0745$) ao comparado à linhagem de crescimento ($H_o = 0,2147$).

5 | DISCUSSÃO

Foi possível determinar com eficiência os genótipos para ambas as linhagens estudadas com o auxílio dos painéis multiplex de microssatélites desenvolvidos por Forte (2014).

As linhagens selecionadas para o crescimento tendem a apresentar alto nível de homozigose, pois visam à homogeneidade de tamanho e a alta taxa de crescimento, desse modo tornando-as mais suscetíveis a doenças infecciosas. Enquanto linhagens selecionadas para a resistência a enfermidades, podem apresentar maior número de heterozigotos, bem como redução nas taxas de crescimento (BENZIE, 2009; NOGUEIRA, 2016). No presente estudo observou-se uma característica oposta, no qual foi observado maior número de heterozigotos na linhagem de crescimento (L.C) frente à linhagem de resistência (L.R).

Foi observado que a intensa pressão de seleção para a característica de resistência ao IMNV, bem como o histórico de manejo da empresa, parece estar tanto reduzindo a variabilidade de L.R como reduzindo o índice de endogamia. Essa configuração genética pode ser obtida a partir de um forte efeito gargalo impregnada na fundação destas populações, associado a um manejo voltado para a manutenção da variabilidade genética da linhagem (MAGGIONI et al., 2013). Contudo, este cenário corrobora com as limitadas informações de histórico de manejo levantadas para esta linhagem comercial.

A estratégia de melhoramento utilizada para seleção à resistência ao IMNV utilizada pelo empreendimento de origem dos camarões analisados no experimento consiste na exposição direta de inúmeras famílias de *L.vannamei* a doses sub-letais do IMNV. Os sobreviventes de cada geração em cada família são selecionados como reprodutores da linhagem de resistência, contudo, toda esta linhagem é fruto de um mesmo par de reprodutores obtidos a mais de 10 anos, de acordo com as informações do empreendimento.

Para a linhagem selecionada para o crescimento (L.C) tanto variabilidade genética quanto o índice de endogamia mostraram-se muito superior à linhagem de resistência. Novamente este cenário parece está de acordo com a estratégia de manejo utilizada para seleção da característica de crescimento pelo laboratório comercial em questão. As informações adquiridas relatam que as pós-larvas são geradas

a partir do cruzamento de diversas linhagens de caráter homocigoto selecionadas para o crescimento. Estes cruzamentos geram uma prole com maior característica heterocigótica, permitindo explicar a grande desproporção entre a heterocigosidade observada e esperada, e também o alto índice de endocruzamento observado.

A diversidade observada entre as frequências alélicas de L.C e L.R foi comprovada e seguramente representam o acúmulo de diferenças genéticas presentes entre ambas as populações comerciais analisadas no trabalho. Estas diferenças são fortemente apoiadas no elevado índice de diferenciação genética observada. Resultados análogos já foram observados em outras pesquisas utilizando linhagens de camarão marinho cultivado no Brasil. (FREITAS & GALETTI JUNIOR, 2002; FRANCISCO & GALETTI JUNIOR, 2005; MAGGIONI, 2013).

6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os conjuntos de genotipagem mostram-se eficientes, possibilitando as estimativas de variabilidade genética, que foram concisas, indicado reduzida variabilidade e traços de endocruzamento em ambas as populações. Em divergência ao esperado, a linhagem de resistência apresentou menor variabilidade frente à linhagem de crescimento. Toda via, estes resultados corroboram com os dados levantados pelo histórico de manejo dos empreendimentos.

REFERÊNCIAS

ABCC. **Revista Associação Brasileira de Produtores de Camarão**, edição Junho de 2016. Rua Valdir Targino 3625 Candelária, Natal, RN: [s.n.], 2016. Disponível em: <<http://abccam.com.br/site/revista-abcc-edicao-junho-de-2016/>>. Acesso em: 26 nov. 2017.

ABCC. **Revista Associação Brasileira de Produtores de Camarão**, edição Junho de 2017. Rua Valdir Targino 3625 Candelária, Natal, RN: [s.n.], 2017. Disponível em: <<http://abccam.com.br/site/wp-content/uploads/2017/06/REVISTA-ABCC-EDI%C3%87%C3%83O-JUNHO-2017.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2017.

BENZIE, J.A.H. **Population genetic structure in penaeid prawns**. *Aquaculture Research*, v. 31, n. 1, p. 95–119, 2000.

BENZIE, J.A.H. (2009). **Use and exchange of genetic resources of penaeid shrimps for food and aquaculture**. *Reviews in Aquaculture*, v. 1, n. 3-4, p. 232-250.

BRAVINGTON, M. V. e WARD, R. D. **Microsatellite DNA markers: evaluating their potential for estimating the proportion of hatchery-reared offspring in a stock enhancement programme**. *Molecular Ecology*, v. 13, p. 1287–1297, 2004.

CHISTIYAKOV, D.A; HELLEMANS, B; VOLCKAERT, F. A. M. **Microsatellites and their genomic distribution, evolution, function and applications: A review with special reference to fish genetics**. *Aquaculture*, v. 255, n. 1-4, p. 1–29, 2006.

FALCONER, D.S. **Introdução à genética quantitativa**, Trad. SILVA, M.A. & SILVA, J.C. Viçosa, UFV. Imprensa Universitária, 1987. 279p

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2012**. Roma: FAO, p.230, 2012.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2014**. Roma: FAO, p.40, 2014

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. FAO. 2016. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2016**. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. 200

FORTE, J. M. **Aplicações de marcadores moleculares nas principais espécies da aquicultura do nordeste brasileiro**. UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR, 2014. Disponível em: <<http://www.repositoriobib.ufc.br/00001a/00001ab5.pdf>>.

FRANCISCO, A.K; GALETTI JUNIOR, P.M. **Genetic distance between broodstocks of the marine shrimp *Litopenaeus vannamei* (Decapoda, Penaeidae) by mtDNA analyses**. Genetics and Molecular Biology, v.28, p.258-261, 2005. DOI: 10.1590/S1415-47572005000200014.

FREITAS, P.D; GALETTI JUNIOR, P.M. **PCR-based VNTR core sequence analysis for inferring genetic diversity in the shrimp *Litopenaeus vannamei***. Genetics and Molecular Biology, v.25, p.431-434, 2002. DOI: 10.1590/S1415-47572002000400012.

GJEDREM, T; BARANSKI, M. **Selective Breeding in Aquaculture: An Introduction**, pp. 221. Springer, New York, 2009.

GOUDET, J. FSTAT (vers.1.2): **a computer program to calculate F-statistics**. Journal of Heredity, v.86, n., p.485–186, 1995.

HENEGARIU, O; HEEREMA, N.A., DLOUHY, S.R; VANCE, G.H; VOGT, P.H. **Multiplex PCR: Critical Parameters and Step-by-Step Protocol**. BioTechniques, v.23, p.504-511, 1997.

LIGHTNER, D.V. **Epizootiology, distribution and the impact on international trade of two penaeid shrimp viruses in the Americas**. Revue Scientifique et Technique Office International des Epizooties.v. 15, p.579-601. 1996b

LIGHTNER, D.V. **Virus diseases of farmed shrimp in the Western Hemisphere (the Americas): A review**. Journal of Invertebrate Pathology, v. 106, n. 1, p. 110–130, jan. 2011

LIU, Z.J; CORDES, J.F. **DNA marker technologies and their applications in aquaculture genetics**. Aquaculture, v. 238, n. 1-4, p. 1–37, 2004

MAGGIONI, R. et al. **Genetic variability of marine shrimp in the Brazilian industry**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 48, n. 8, p. 968–974, 2013.

MEEHAN, D. et al. **High frequency and large number of polymorphic microsatellites in cultured shrimp, *Penaeus (Litopenaeus) vannamei* [Crustacea:Decapoda]**. Marine biotechnology, v. 5, n. 4, p. 311–30, 2003.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura**, 2010. Brasília, 2012.

MONTALDO, H. H. et al. **Evaluation of genetic variability loss in a captive population of Pacific white shrimp *Penaeus (Litopenaeus) vannamei* using microsatellite and pedigree information**. Electronic Journal of Biotechnology, v. 16, n. 4, 2013.

NOGUEIRA, L.F.F. **Análise do Snp C892t do Gene Hsp70 como marcador de resistência do**

camarão *Litopenaeus vannamei* ao vírus da mionecrose infecciosa - IMNV. UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR, 2016. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/17883>>.

NUNES, A.J.P.; MARTINS, P.C.; GESTEIRA, T.C. **Carcinicultura Ameaçada. Panorama da Aquicultura.** Rio de Janeiro.v. 14.p.37-57. jun. 2004.

PÉREZ, F. et al. **Development of EST-SSR markers by data mining in three species of shrimp: *Litopenaeus vannamei*, *Litopenaeus stylirostris*, and *Trachypenaeus birdy*.** Marine biotechnology (New York, N.Y.), v.7, n.5, p. 554–69, 2005.

OIE. **International Aquatic Animal Health Code and Diagnostic Manual of Aquatic Animal Diseases**, 5th Edn. Office International de Epizooties, Paris. (http://www.oie.int/eng/normes/en_acode.htm). 2002.

RAYMOND, M; ROUSSET, F. **GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism.** Journal Heredity, v.86, p.248-249, 1995.

ROCHA, I.P. **Panorama da carcinicultura brasileira em 2007. Panorama da Aqüicultura**, 104: 26-31. 2007.

ROCHA, I.P; ROCHA, D.M. **Produção Mundial de Camarão: principais produtores, mercados e oportunidades para o Brasil.** Revista da ABCC. Ano XI nº1: p. 50-59, 2009

SAMBROOK, J. et al. **Molecular cloning: A laboratory manual.** 2nd ed. Cold Spring Harbor Lab., Cold Spring Harbor, 1989.

VALLES-JIMENEZ, R.; CRUZ, P.; PEREZ-ENRIQUEZ, R. **Population genetic structure of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) from Mexico to Panama: microsatellite DNA variation.** Marine Biotechnology, v.6, n.5, p. 475–84, 2005.

A REDE DE MODELAGEM E OBSERVAÇÃO OCEANOGRÁFICA (REMO): BREVE HISTÓRICO E ESTÁGIO ATUAL

Janini Pereira¹,

Departamento de Física da Terra e do Meio Ambiente, Instituto de Física, Universidade Federal da Bahia, Campus de Ondina, Travessa Barão de Jeremoabo, s/n, Salvador, BA, Brasil 40170-280. E-mails: janinipereira@ufba.br

Clemente Augusto Souza Tanajura

Departamento de Física da Terra e do Meio Ambiente, Instituto de Física, Universidade Federal da Bahia, Campus de Ondina, Travessa Barão de Jeremoabo, s/n, Salvador, BA, Brasil 40170-280. E-mails: cast@ufba.br

Mauro Cirano

Instituto de Geociências – IGEO, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rua Athos da Silveira Ramos, 274, Cid. Universitária, Rio de Janeiro RJ, Brasil, 21941-916
E-mail: mauro.cirano@gmail.com

Afonso de Moraes Paiva

Programa de Engenharia Oceânica – COPPE/PENO, Universidade Federal do Rio de Janeiro Av. Horacio Macedo, 2030, Cid. Universitária Caixa Postal 68508, Rio de Janeiro, RJ, Brasil 21941-914. E-mail: afonso@oceanica.ufrj.br

Cesar Reinert Bulhões de Morais

Centro de Hidrografia da Marinha (CHM), Seção de Modelagem Oceanográfica/REMO, Rua Barão de Jaceguay, s/nº, Ponta da Armação, Niterói, RJ Brasil, 24048-900. E-mails: reinert@smm.mil.br, alvarenga@smm.mil.br

João Bosco Rodrigues Alvarenga

Centro de Hidrografia da Marinha (CHM), Seção de Modelagem Oceanográfica/REMO, Rua Barão

de Jaceguay, s/nº, Ponta da Armação, Niterói, RJ Brasil, 24048-900. E-mails: reinert@smm.mil.br, alvarenga@smm.mil.br

Renato Parkinson Martins

Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo Américo Miguez de Mello PETROBRAS/CENPES, Av. Horacio Macedo 950, Cid. Universitária, Rio de Janeiro, RJ, Brasil 21941-915. E-mails: renatopm@petrobras.com.br, jamlima@petrobras.com.br

Jose Antonio Moreira Lima

Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo Américo Miguez de Mello PETROBRAS/CENPES, Av. Horacio Macedo 950, Cid. Universitária, Rio de Janeiro, RJ, Brasil 21941-915. E-mails: renatopm@petrobras.com.br, jamlima@petrobras.com.br

RESUMO: A Rede de Modelagem e Observação Oceânica (REMO) é um grupo de pesquisa constituído por pesquisadores interessados em modelagem oceânica com assimilação de dados observacionais. O objetivo geral da REMO é o desenvolvimento científico e tecnológico na área de oceanografia física, modelagem oceânica e assimilação de dados, visando atender pesquisas em processos oceanográficos, demandas da Marinha do Brasil e da indústria de óleo e gás. Para atender estas necessidades, as principais metas da REMO são o desenvolvimento de sistemas previso-

oceânicos operacionais e a produção de campos hidrodinâmicos com assimilação de dados de alta qualidade voltados para o Oceano Atlântico Sul e sub-regiões ao largo do litoral brasileiro. Os métodos de assimilação de dados são imprescindíveis na construção de uma melhor representação do estado físico do oceano. Nossa proposta é desenvolver o REMO Ocean Data Assimilation System (RODAS), aprimorando a representação da estrutura termohalina e circulação do Oceano Atlântico Sul. O sistema pioneiro de previsão operacional REMO no Centro de Hidrografia da Marinha (CHM) foi implantado em 2009, com o modelo HYCOM com resolução horizontal em grade de $1/4^\circ$ para o Oceano Atlântico (domínio 78°S - 50°N e 98°W - 20°E) e grade aninhada de $1/12^\circ$ (domínio 45°S - 10°N e 68°W - 18°W). No presente estágio, o modelo em desenvolvimento na UFBA constitui 10 anos de reanálises. Esta previsão oceânica e outros produtos encontram-se disponíveis em www.rederemo.org.

PALAVAS-CHAVE: oceanografia operacional, modelagem oceânica, medições oceanográficas, assimilação de dados.

ABSTRACT: Oceanographic Modeling and Observation Network (REMO) is a group of researchers interested in ocean modeling with assimilation of observational data. The general objective of REMO is the development of science and technology in physical oceanography, ocean modeling and data assimilation, aiming to attend research in oceanographic processes, demands of the Brazilian Navy and the oil and gas industry. To meet these needs, REMO's main goals are the development of operational ocean forecast systems and the production of hydrodynamic fields with assimilation of high quality data for the South Atlantic Ocean and subregions off the Brazilian coast. Methods of data assimilation are essential in building a better representation of the physical state of the ocean. Our proposal is to develop the REMO Ocean Data Assimilation System (RODAS), enhancing the representation of the thermohaline structure and circulation of the South Atlantic Ocean. The pioneering REMO operational forecast system at the Navy Hydrographic Center (CHM) was implemented in 2009, with the HYCOM ocean model with $1/4^\circ$ horizontal grid resolution for the Atlantic Ocean (domain 78°S - 50°N and 98°W - 20°E) and nested grid of $1/12^\circ$ (domain 45°S - 10°N and 68°W - 18°W). In the current stage, the model under development at UFBA constitutes 10 years of reanalysis. This ocean forecast and other products are available at www.rederemo.org.

KEYWORDS: operational oceanography, ocean modeling, oceanographic measurements, data assimilation.

1 | INTRODUÇÃO:

A Rede de Modelagem e Observação Oceânica (REMO) é um grupo de pesquisa constituído por pesquisadores interessados em modelagem oceânica com assimilação de dados observacionais, cadastrado no CNPq (dgp.cnpq.br/dgp/espelhogrupo/6652877951104335), e faz parte do *Global Ocean Data Assimilation Experiment (GODAE) Ocean View project*. O objetivo geral da REMO é o

desenvolvimento científico e tecnológico na área de oceanografia física, modelagem oceânica e assimilação de dados, visando atender pesquisas em processos oceanográficos, demandas da Marinha do Brasil e da indústria de óleo e gás. Para atender estas necessidades, as principais metas da REMO são o desenvolvimento de sistemas previsores oceânicos operacionais e a produção de campos hidrodinâmicos com assimilação de dados de alta qualidade voltados para o Oceano Atlântico Sul e sub-regiões ao largo do litoral brasileiro. Os métodos de assimilação de dados são imprescindíveis na construção de uma melhor representação do estado físico do oceano. Nossa proposta é desenvolver o REMO Ocean Data Assimilation System (RODAS), aprimorando a representação da estrutura termohalina e circulação do Oceano Atlântico Sul. Estudos com a assimilação de dados em modelos oceânicos no Atlântico já vem sendo empregado (Tanajura et al., 2014, Mignac et al., (2015) e Costa & Tanajura (2015)).

Como breve histórico, a REMO foi concebida por pesquisadores brasileiros a partir de 2007 com a participação de diversas universidades (UFRJ, UFBA, FURG, USP), institutos de pesquisas (IEAPM e CENPES) e centro operacional (CHM). Em sua primeira fase (2007-2010), os maiores esforços foram concentrados em infra-estrutura (computadores de alto desempenho, etc), testes e seleção de modelos oceânicos. A segunda fase (2010-2015) concentrou-se no desenvolvimento dos modelos e ferramentas computacionais de assimilação de dados, e a terceira fase (2016-2019) está focada no aprimoramento dos modelos de previsão e metodologias de assimilação de dados, trazendo também a vertente das observações com boias e gliders. O principal modelo oceânico utilizado foi *HYbrid Coordinate Ocean Model* – HYCOM, além do *Regional Ocean Modeling System* (ROMS). Mais de 60 pesquisadores contribuíram com a REMO desde seu início.

2 | METODOLOGIA

A proposta da REMO é desenvolver os modelos e técnicas assimilativas nas universidades, e gradualmente transferir estas tecnologias para o CHM, que também colabora nas pesquisas (<https://www.mar.mil.br/dhn/chm/meteo/prev/modelos/hycom-v.htm>). O sistema pioneiro de previsão operacional REMO no CHM foi implantado em 2009, com modelo HYCOM em grade de $1/4^\circ$ para o Oceano Atlântico (domínio 45°S - 10°N e 68°W - 18°W) e grade aninhada de $1/12^\circ$ (domínio 45°S - 10°N e 68°W - 18°W) para a Metarea V, que é uma região sob a responsabilidade da Marinha do Brasil de acordo com os compromissos assumidos como integrante da *International Convention for the Safety of Life at Sea*. Descrições do modelo HYCOM são encontrados em Bleck (2002) e Chassignet et al., (2007). Na vertical, ambas as grades foram discretizadas em 21 camadas de densidade σ_θ . Posteriormente foi implantada em 2011 uma grade de $1/24^\circ$ para região SSE brasileira. Atualmente, os modelos operacionais no CHM

utilizam forçantes atmosféricos dos modelos COSMOS (7-km de resolução) e GFS (1/4° de resolução), com assimilação pelo método de interpolação ótima por conjuntos (*Ensemble Optimal Interpolation*) – *EnOI* (Xie & Zhu (2010), Xie et al., (2011)) para os dados de SLA alongtrack do sistema COPERNICUS e SST do *Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis* (OSTIA).

Atualmente, a UFBA está trabalhando em um piloto de sistema operacional com as grades de 1/4° e 1/12° descritas acima. Como forçantes na interface atmosfera-oceano foram utilizados campos atmosféricos sinóticos de 6 em 6 horas do *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR) do National Centers for Environmental Prediction (NCEP/NOAA) dos EUA com resolução de aproximadamente 1/4°. O RODAS assimila dados observados *in situ* e por sensoriamento remoto e baseia-se no método EnOI. Os dados assimilados no piloto da UFBA são Temperatura da Superfície do Mar (TSM) provenientes do OSTIA, Anomalia da Altura da Superfície do Mar (AASM) derivada do *Archiving, Validation et Interpretation des données des Satellites Océanographique* (AVISO), perfis verticais de Temperatura (T) e Salinidade (S) do sistema ARGO. O sistema HYCOM+RODAS foi empregado para gerar uma reanálise de janeiro de 2010 a dezembro de 2013 sobre a Metarea V. Essa reanálise é aqui chamada de Base Hidrodinâmica B_H_MV.1.

As simulações do HYCOM 1/4° e 1/12° foram avaliadas de forma objetiva por meio de cálculo de correlações, desvio quadrático médio (RMSD) e desvio padrão tomando como referência os dados observados.

No estágio atual, o modelo em desenvolvimento na UFBA foi integrado até 31 de dezembro de 2016, constituindo 10 anos de reanálises. A partir de 1 de janeiro de 2017 foi gerado o produto do HYCOM+RODAS como previsão operacional a cada 3 dias, com uma janela de previsão de 9 dias (168 horas) utilizando o forçamento atmosférico do *Global Forecast System* (GFS). Esta previsão oceânica e outros produtos encontram-se disponíveis em www.rederemo.org.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A avaliação do sistema predictor da UFBA aninhado com e sem assimilação de dados e a estabilidade das integrações em ambas as grades HYCOM 1/12° e HYCOM 1/4° mostrou que o domínio do HYCOM 1/12°+RODAS (chamada também de Base B_H_MV.1) recebe corretamente as informações em seus contornos. Os campos de TSM (Fig. 1) mostram concordância no contorno leste, representando regiões de forte gradiente como nas regiões subtropicais e de latitude média ao longo do meridiano de 20°W. Nota-se ainda, uma acurada representação da TSM no contorno sul mostrando o início da língua fria sendo advectada para dentro do domínio de maior resolução. Nas regiões norte e nordeste do HYCOM 1/12° é possível notar uma boa concordância de posicionamento das massas quentes dos dois domínios. Isso indica que o aninhamento com assimilação foi bem realizado na região de interesse, a Metarea V.

Em relação à TSM média, nota-se uma super-estimativa do Controle em relação às observações. Na região equatorial, o Controle produz TSM maior que 28°C, chegando a 30°C, enquanto que nas análises do OSTIA o Atlântico equatorial é dominado por TSM de 27°C com pequenas regiões de 28°C, como mostrado na Fig. 2. Ainda, a isoterma de 24°C no Controle chega aproximadamente à latitude de 28°S ao largo da costa do Brasil, enquanto os dados indicam valores de 23 a 22°C. O HYCOM 1/12°+RODAS é capaz de alterar esse cenário levando o modelo em direção às observações.

Para complementar a validação da estrutura espacial da TSM, o RMSD do Controle e da Base em relação aos dados diários do OSTIA são apresentados na Fig. 3. O Controle e o HYCOM 1/12°+RODAS produzem os maiores erros de TSM na região da CBM, no primeiro os erros chegam a 4,5°C enquanto no segundo os erros são menores de 2°C. Este impacto se deve também a uma melhor representação da circulação nesta região, visto que a Base produziu uma maior intrusão da Corrente das Malvinas e, conseqüentemente, de águas mais frias, conforme verificado acima no campo médio de TSM. Na região equatorial verificam-se erros próximos a 2°C para o Controle, nos limites norte e leste da grade, que diminuem na direção do interior do domínio. Isto sugere que estes erros são introduzidos pelas condições de contorno fornecidas pelo HYCOM 1/4 e ressalta a importância da assimilação ser realizada em ambas as grades, visto que o RMSD da B_H_MV.1 nesta região é abaixo de 0,75°C. Em regiões em que o erro do Controle foi relativamente baixo, o RODAS foi capaz de reduzi-lo resultando em uma vasta região do domínio com erros menores que 0,5°C na base hidrodinâmica. O HYCOM 1/12°+RODAS consegue restringir corretamente a magnitude e distribuição espacial do mapa do desvio-padrão da TSM comparando com o OSTIA. Considerando a média na área da Metarea V, o RMSD do Controle é de 0,90°C e o do HYCOM 1/12°+RODAS é de 0,46°C, equivalendo a uma redução de 48%. Na Fig. 3 também são apresentados resultados da rodada com assimilação dos dados do OSTIA e do AVISO, porém sem a projeção dos dados observados na grade do HYCOM 1/12. Apesar de assimilar os dados de TSM, a rodada apresenta valores intermediários de erro (0,61°C) que variam entre que foi encontrado no Controle e na B_H_MV.1. Isto mostra um aumento de 32% do erro de TSM quando da não projeção dos dados observados na grade do modelo.

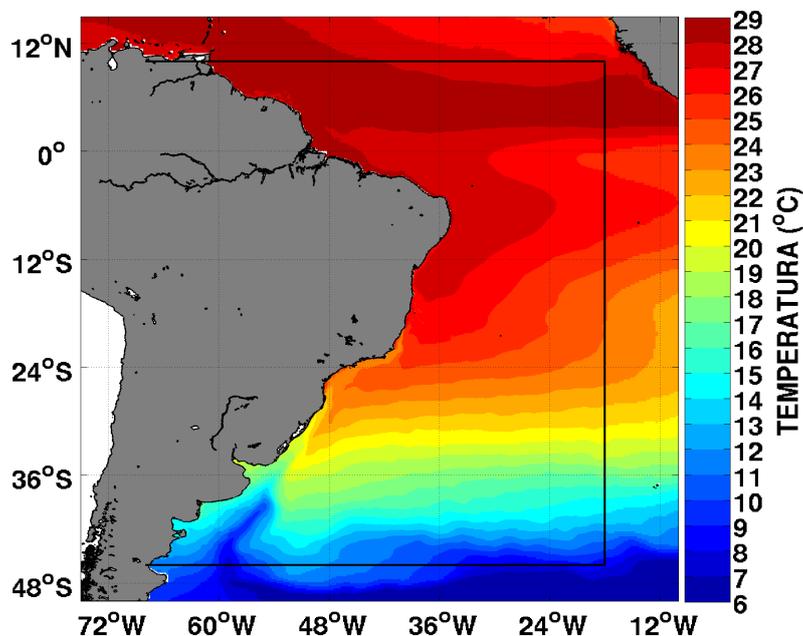


Figura 1 - Campos de TSM média (°C) para o período 1 de janeiro de 2010 a 31 de dezembro de 2013 produzidos pela: (a) Base no domínio do HYCOM 1/12, contido na área delimitada pelas linhas pretas sólidas, e pelo RODAS conjuntamente com o HYCOM 1/4 na região fora do domínio do HYCOM 1/12.

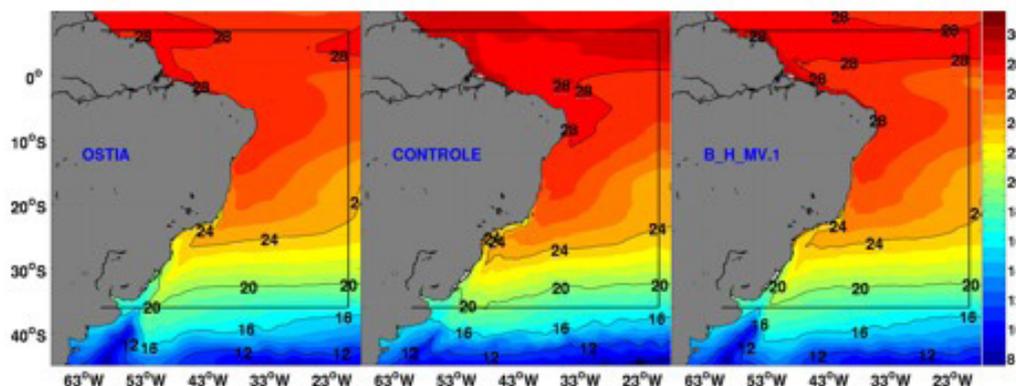


Figura 2 - Média da TSM (°C) de 2010 a 2013 do OSTIA (esquerda), Controle (centro) e Base B_H_MV.1 (direita).

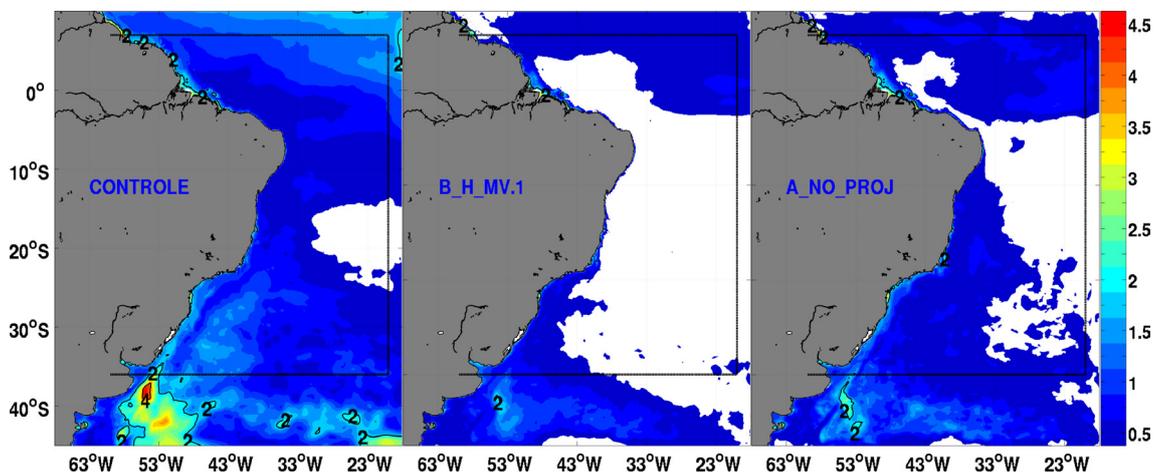


Figura 3.- RMSD da TSM (°C) do Controle, da Base B_H_MV.1 e A_NO_PROJ (rodada com assimilação, porém sem a projeção dos observados na grade do HYCOM 1/12) em relação ao

OSTIA. As áreas em branco representam regiões com RMSD de TSM menor do que 0,5°C.

Dentre os campos que mais estão associados à circulação de superfície está o de Altura da Superfície do Mar (ASM). As regiões de maior gradiente de ASM (Fig. 4) próximo à linha de costa marcam a posição de correntes de contorno oeste – Corrente do Brasil (CB) e Corrente Norte do Brasil (CNB). Nos dados do AVISO é possível notar o aumento do gradiente de ASM na região da CB de 24°S para 32°S, o que marca seu aumento de transporte em direção a sul. Contudo, esse aumento é reduzido no HYCOM 1/12°+RODAS e no Controle. Na região de 25°S, é possível observar uma recirculação ciclônica na rodada Controle e ainda persiste num formato mais alongado. Entretanto, no HYCOM 1/12°+RODAS observa-se que a CB chega em regiões mais setentrionais de forma mais contínua e encontra a Correntes das Malvinas em 37°S formando a Confluência Brasil-Malvinas (CBM), de acordo com o que é observado nos dados do AVISO. Na avaliação do transporte da CB em 23°S o HYCOM 1/12°+RODAS apresentou valores em torno de 5 Sv com valores próximos dos encontrados por Silveira et.al., (2004). Já o Controle super-estimou os valores de transporte da CB em torno de 8 Sv.

A Fig. 6 apresenta o perfil vertical do RMSD de T e S das rodadas de Controle e da Base B_H_MV.1 até 2000 m para todo o domínio do HYCOM 1/12. Na superfície, nota-se um erro médio de quase 1,5°C e na profundidade de 100 m um erro de 2,5°C no Controle para as 3 regiões. Quando o RODAS é empregado, há uma substancial redução desses erros. Na superfície ele cai para um valor menor que 0,5°C e em 100 m para cerca de 1,7°C no domínio inteiro. Para a salinidade, comportamento similar ao RMSD da temperatura foi obtido, isto é o RODAS é capaz de reduzir o RMSD em toda coluna, exceto na superfície no domínio do HYCOM 1/12. Espera-se que com a futura inclusão de novos dados de salinidade da superfície do mar (SSM) coletados pelos satélites Aquarius e SMOS da NASA e da ESA, o RODAS consiga reduzir ainda mais os erros de salinidade na superfície e na camada de mistura.

Observou-se para todo o domínio do modelo um RMSD menor no HYCOM 1/12°+RODAS para a TSM de 0,64°C, enquanto que no Controle foi de 1,24°C. Para o ARGO, o HYCOM 1/12°+RODAS apresentou RMSD de 0,77°C e 0,25 para a temperatura e salinidade respectivamente, e Controle um RMSD maior de 1,13° na temperatura e 0,35 na salinidade (Tabela 1). O sistema da REMO de previsão operacional HYCOM+RODAS continua em fase de avaliação e aprimoramento.

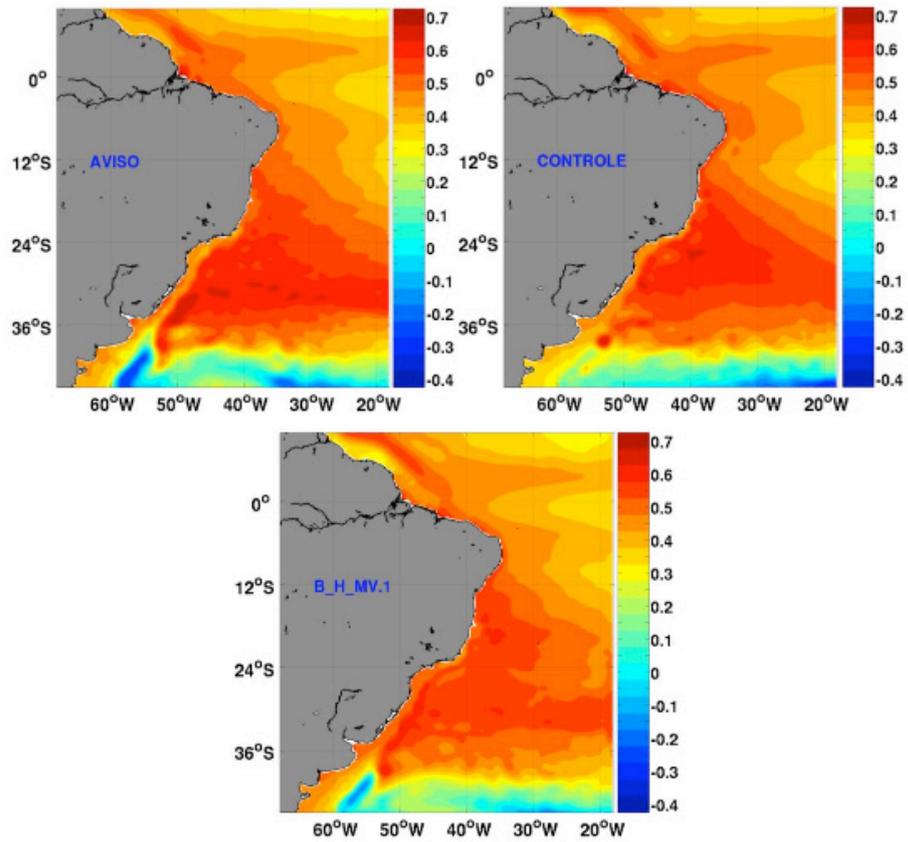


Figura 4 – Médias de ASM (m) calculadas para o período entre 2010 e 2013 para o AVISO (esquerda superior), o Controle (direita superior) e Base (inferior).

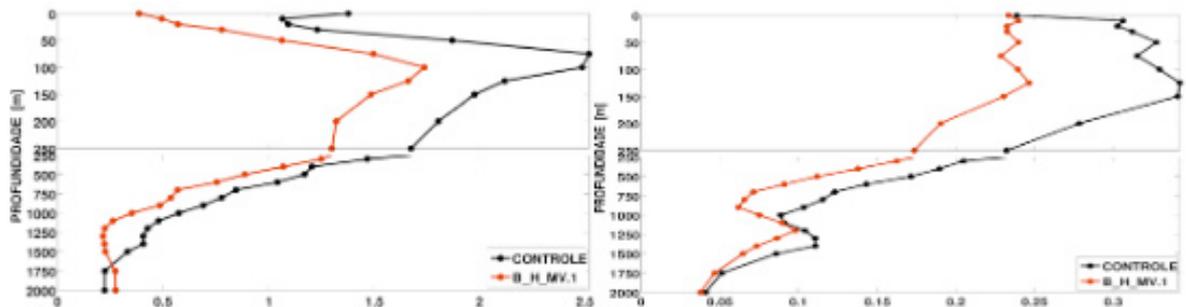


Figura 5 -Perfis verticais de RMSD de temperatura (°C) (coluna da esquerda) e salinidade (psu) (coluna da direita) em relação a perfiladores Argo no domínio do HYCOM 1/12 para a rodada de Controle (linha preta) e para a Base B_H_MV.1 (linha vermelha). Foram empregados 10.138, perfiladores Argo para essa validação no domínio do HYCOM 1/12.

	Domínio do HYCOM 1/12	
	Controle	Base
Correlação de AASM	0,35	0,67
Desvio padrão de AASM (m)	0,08	0,09
RMSD de TSM (°C)	1,24	0,64
Desvio padrão de TSM (°C)	2,08	2,14
RMSD de perfis de T (°C)	1,13	0,77
RMSD de perfis de S (psu)	0,35	0,25

Tabela 1 - Correlação de AASM em relação ao AVISO, RMSD de TSM em relação a TSM do OSTIA, RMSD de T/S em relação ao Argo para todo o domínio do modelo.

4 | CONCLUSÃO

A comparação da implementação na UFBA do RODAS no HYCOM de alta (1/12°) resolução horizontal com o Controle e com os conjunto de dados do OSTIA, AVISO e ARGO, em termos gerais, reduziu substancialmente os erros do modelo com assimilação melhorando a estrutura termohalina e a circulação de superfície. Assim, o HYCOM 1/12°+RODAS apresentou análises mais próximas em relação a esses conjuntos de dados. O HYCOM 1/12°+RODAS organizou o fluxo médio da CB na sua região de formação (11°S-17°S) e foi capaz de aproximar o valor do transporte dessa corrente ao encontrado em trabalhos publicados. Conclui-se que o HYCOM 1/12°+RODAS aninhada na integração do HYCOM 1/14°+RODAS foi realizada com sucesso, e produziu campos de TSM, AASM, T, S e circulação de superfície de alta qualidade.

A REMO continuará buscando o aprimoramento do RODAS e das simulações do HYCOM voltados para a previsão numérica operacional dos oceanos e para a geração de integrações cada vez mais precisas. Para esses fins, já está em avançado estágio de desenvolvimento pela UFRJ uma grade com maior resolução horizontal e vertical (32 camadas) para o Oceano Atlântico, com a utilização da referência sigma-2 (2000 m) para a discretização vertical do modelo, e ainda, há um esforço para aumentar o número de observações. A REMO está inserida no programa *Global Ocean Observing System - GOOS-Brasil* Dentro desse conjunto de observações que serão assimilados, estão incluídos campos de Salinidade da Superfície do Mar dos sensores Acqua e SMOS, dados de *gliders*, do PIRATA e de XBT. Além disso, serão realizados esforços para o uso de dados altimétricos costeiros.

5 | FONTE FINANCIADORA

Os autores agradecem a Petróleo Brasileiro S.A. – PETROBRAS pelo financiamento das pesquisas e a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) pela sua aprovação, e a todos colaboradores da REMO nas universidades, Marinha do Brasil e CENPES.

REFERÊNCIAS

Bleck, R.: **An oceanic general circulation model framed in hybrid isopycnic-Cartesian coordinates**, *Ocean Modelling*, 4, 55-88, 2002.

Chassignet, E. P., Hurlburt, H. E., Smedstad, O. M., Halliwell, G. R., Hogan, P. J., Wallcraft, A. J., Baraille, R., and Bleck, R.: **The HYCOM (HYbrid Coordinate Ocean Model) data assimilative system**, *J. Marine Syst.*, 65, 60-83, 2007.

Costa, F. B.; Tanajura, C. A. S. Assimilation of Sea-Level Anomalies and Argo Data Into HYCOM and its Impact on the 24 Hour Forecasts in the Western Tropical and South Atlantic. Journal of Operational Oceanography, v. 8:1, p. 52-62, doi.org/10.1080/1755876X.2015.1014646, 2015.

Mignac, D., Tanajura, C. A. S., Santana, A. N., Lima, L. N., and Xie, J. Argo data assimilation into HYCOM with an EnOI method in the Atlantic Ocean, *Ocean Science*, 11, 195-213, 2015.

Silveira, I. C. A.; Calado L.; Castro B. M.; Cirano M.; Lima J. A. M.; Mascarenhas A. S. On the baroclinic structure of the Brazil Current-Intermediate Western Boundary Current system at 22°-23°S. Geophysical Research Letters, v. 31, L14308, 2004.

Tanajura, C. A. S., Santana, A. N., Mignac, D., Lima, L. N., Belyaev, K., and Xie, J.: The REMO Ocean Data Assimilation System into HYCOM (RODAS_H): General Description and Preliminary Results, Atmospheric and Oceanic Science Letters, 7, 464-470, 2014.

Xie, J. and Zhu, J.: **Ensemble optimal interpolation schemes for Assimilating Argo profiles into a hybrid coordinate ocean model**, *Ocean Modelling*, 33, 283-298, 2010.

Xie, J., Counillon, F., Zhu, J., and Bertino, L.: An eddy resolving tidal-driven model of the South China Sea assimilating along-track SLA data using the EnOI, *Ocean Sci.*, 7, 609–627, 2011.

METAL CORRELATIONS IN A RECIPROCAL MUSSELS TRANSPLANTATION: INDICATION OF PHYSIOLOGICAL RESPONSES AND BIOAVAILABILITY CONTRASTS

Ricardo O'Reilly Vasques

Programa de Pós-Graduação em Geoquímica, Departamento de Geoquímica Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ 24020-150, Brasil

Aline Soares Freire

Instituto de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ - Brazil

Bernardo Ferreira Braz

Instituto de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ - Brazil

Ricardo Erthal Santelli

Instituto de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ - Brazil

Olaf Malm

Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Rio de Janeiro RJ - Brazil

Wilson Machado

Programa de Pós-Graduação em Geoquímica Departamento de Geoquímica, Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense Niterói, RJ - Brazil

condições ambientais, foi utilizado um método de transplante recíproco. No primeiro transplante, populações de mexilhões provenientes de uma área pouco poluída (Arraial do Cabo, AC) e uma área altamente poluída (Baía da Guanabara, BG) foram transplantadas para um local na BG. Cinco meses depois, ambas foram transferidas para um local em AC, em um segundo transplante. As respostas das concentrações de metais dos tecidos foram avaliadas mensalmente. Os maiores níveis de Cd observados em mexilhões de AC foram depurados no primeiro transplante, voltando a aumentar no segundo transplante. Uma tendência inversa foi observada para o Mn. Estas tendências de Cd e Mn foram também observadas para mexilhões da BG no segundo transplante. As concentrações de Cu acompanharam o comportamento de Mn no segundo transplante. Outros metais traço (Ni, Pb e Zn) não foram suscetíveis à depuração ou processos de enriquecimento após o transplante. Diferentes correlações entre metais e mudanças de correlação após o transplante são propostas como evidências de diferenças adaptativas interpopulacionais sob a influência de ambientes costeiros contrastantes. Essas diferenças são explicadas como respostas do equilíbrio entre demandas nutricionais e para evitar toxicidade, além dos efeitos da biodisponibilidade de metais na bioacumulação desses elementos.

RESUMO: Para testar a hipótese de que populações do mexilhão *Perna perna* respondem de maneira diferente às mesmas

PALAVRAS-CHAVE: Transplante recíproco; incorporação; depuração; *Perna perna*.

ABSTRACT: To test the hypothesis that populations of mussels *Perna perna* respond differently to the same environmental conditions, a reciprocal transplant method was used. In the first transplant, populations of brown from a low-polluted area (Arraial do Cabo, AC) and a heavily-polluted area (Guanabara Bay, GB) were transplanted into the GB site. Five months later these populations were transferred to an AC site in a second transplant. Responses of soft tissues metal concentrations were assessed monthly. Higher Cd levels in AC mussels were depurated during the first transplant, increasing again after return to AC in the second one. An inverse trend was observed for Mn. Same tendency was observed for GB mussels during the second transplant for Cd and Mn. The Cu concentrations followed the Mn behavior in the second transplant. However, other trace metals (Ni, Pb and Zn) were not susceptible to metal depuration or metal enrichment processes after transplantation. Different metal correlations and correlation changes after transplanting are proposed as evidences of interpopulation adaptive differences under the influence of contrasting coastal environments. These differences are explained as responses of the balance between nutritional demands and toxicity avoidance, in addition to metal bioavailability effects on the bioaccumulation of these elements.

KEYWORDS: Reciprocal transplant; uptake; depuration; *Perna perna*.

INTRODUCTION

The “active” biomonitoring can be defined as the translocation of unstressed populations to polluted sites and quantification of their biochemical, physiological and/or organismal responses, providing indications of temporal and spatial variations of these responses for water quality monitoring (Roesijadi et al., 1984; Catharino et al., 2008). Transplantation experiments has several advantages in biomonitoring efforts, such as: i) these experiments facilitate the investigation of areas where the studied species is absent; ii) the use of a single population reduces the genetic variability, improving the homogeneity of the observed responses; and iii) similar size and reproductive stage of organisms avoids interpretation errors (Giarratano et al., 2010; Galgani et al., 2014). Therefore, bivalve transplantation studies have been useful to investigate metal uptake and depuration trends (Regoli; Orlando, 1994; Hédouin et al., 2011).

Transplant experiments also facilitate the investigation of adaptive or compensatory mechanisms in native populations from chronically contaminated areas, which can limit the capacity of to discriminate different levels of environmental disturbance (Regoli; Principato, 1995; Giarratano et al., 2010). However, the use of transplanted bivalves is limited if the organisms are severely stressed, which could influence the rate and magnitude of contaminants uptake. In this case, the interpretation of differences in metal concentration between transplanted and native bivalves may be difficult (Cain; Luoma, 1985; Wallner-Kersanach et al., 2000).

In this context, how closely can transplanted mussels from different populations respond in relation to metal contaminants incorporation? This study is a contribution to answer this question, addressing reciprocal transplant experiments with two populations of the mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758). Considering that metal bioaccumulation may present interpopulation variability (e.g., Roesijadi et al., 1984; Wallner-Kersanach et al., 2000), the studied populations were exposed to polluted and non-polluted environments from Rio de Janeiro coast (Brazil). A first transplant aims to elucidate differences between populations associated with metal exposure in a polluted site. A second transplant was carried out to address possible inter-population differences in the depuration of metals incorporated in the first transplant. Moreover, the applicability of metal intercorrelation trends was explored to evaluate potential effects of changes in physiological demands and toxicity avoidance, considering that these changes will affect metal relationships along cultivation periods.

The polluted site was located in Guanabara Bay (GB), which is the most economically important embayment and one of the most polluted sites of the Brazilian coast, receiving industrial and domestic effluents (Kjerfve et al., 1997; Soares-Gomes et al., 2016). Arraial do Cabo (AC) site was chosen as a nearly-pristine condition, showing no expressive contamination sources (Rezende; Lacerda, 1986; Amaral et al., 2005; Lino et al., 2016), maintaining oligotrophic conditions. However, boat traffic pollution can affect AC environmental quality (Toste et al., 2011; Galvão et al., 2012).

Previous research revealed that the metal-polluted GB can present comparatively low concentrations in organisms than the nearly-pristine AC coast, since GB eutrophication causes lower bioavailability, e.g. for Cd (Carvalho; Lacerda, 1992; Francione et al., 2004; Lino et al., 2016), Pb and Ni (Carvalho; Lacerda, 1992). An inverse trend was observed for Mn (Carvalho; Lacerda, 1992; Lino et al., 2016) and Cu (Carvalho; Lacerda, 1992; Francione et al., 2004; Lino et al., 2016). However, no previous work performed transplant experiments to test the hypothesis that populations adapted to these two contrasting conditions can present inverse responses. This study is an attempt to test this hypothesis in a reciprocal transplantation experiment, considering that for each area, some metals will be depurated, while other metals will be accumulated, which will be reflected by metal intercorrelation trends.

MATERIAL AND METHODS

The first transplant experiment (hereafter called as “T1”) was performed from June 2015 to February 2016. Mussels sampled from the Feiticeira Rock, located within Guanabara Bay (population “GB”), and from a bivalve marine farm located at the Forno Beach, Arraial do Cabo (population “AC”), were transplanted to a longline located near the Praça Arariboia Ferry Boat Station (22°53’30”S, 43°07’36”W), Guanabara Bay (Figure 1). Three mussel meshes from each population were distributed in this longline.

Results from this transplant experiment are named as GB T1 and AC T1, respectively.

The second transplant (hereafter called as “T2”) started in October 2015, lasting during the following 4 months. Nearly two mussel meshes from each population placed in Guanabara Bay were transferred to a mussel farm from the Marine Extractive Reserve of Arraial do Cabo, located in Forno Beach (22°58’4”S, 42°0’28”W). Results from this transplant experiment are named as “GB T2” and “AC T2”. The third mussel mesh remaining in Guanabara Bay were used for the concurrent continuity of T1, until February 2016.

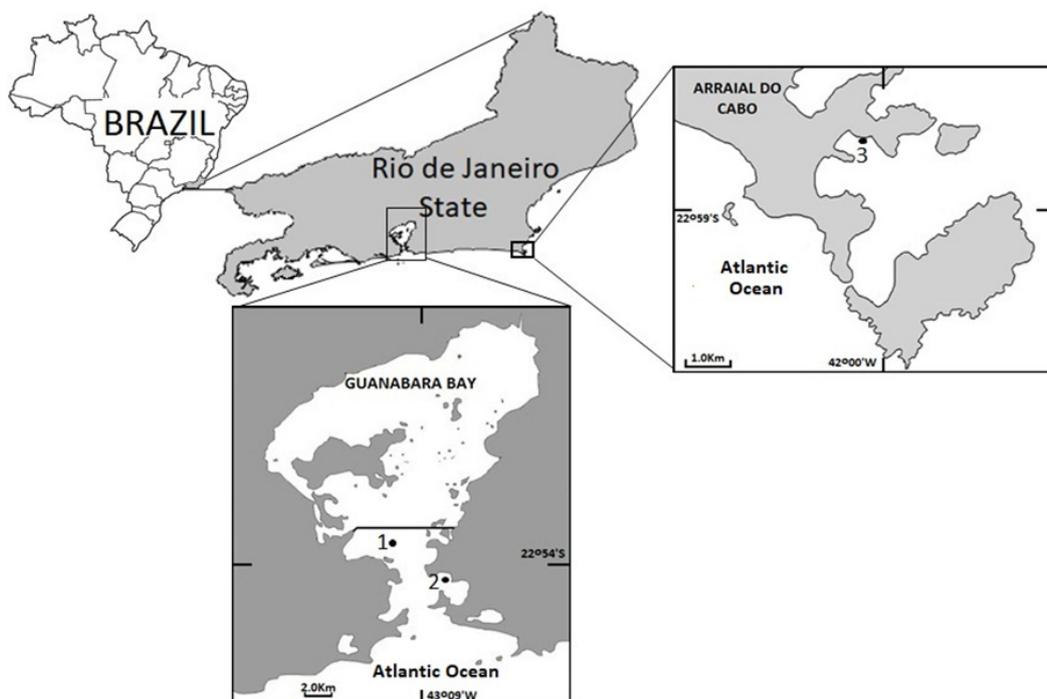


Figure 1 - Location of mussel sampling and transplant experiments sites. Site 1, Feiticeira Rock. Site 2, Guanabara Bay longline. Site 3, bivalve farm in Arraial do Cabo.

Fifteen individuals from each population were collected monthly, scrubbed clean of epifauna and kept in seawater from the sampling sites for 24 h to eliminate gut contents. Shell total length (TL) and mussel total weigh (TW) were monitored. The organisms were removed from their shells to obtain the fresh tissue weight (FTW) and, after lyophilization, the dry tissue weight (DTW). Three composed samples were obtained by homogenization of tissues from five animals, for each sampling time. The condition index (CI) was obtained by estimating the ratio of the FTW to TL, multiplied by 100 (Kagley et al., 2003).

About 0.3 g of dry tissue from each pooled sample triplicates and from a certified reference material (NIST CRM 1566b “Oyster Tissue”; n = 3) were submitted to a microwave-assisted digestion with 4 mL of concentrated HNO₃ and 2 mL of concentrated H₂O₂ in Teflon vials. After cooling, each sample was diluted to 15 mL with deionized water and metal contents were determined by ICP-MS. Reagent blanks were concurrently analyzed. Average recovery percentages of the certified reference material analysis are shown in Table 1.

Statistical analyzes were performed using the SPSS statistical package to address interpopulation differences in metal uptake and depuration trends. Mann-Whitney U test was used to evaluate metal concentrations differences. Pearson's correlation tests were performed to evaluate the relationships between heavy metals in mussel tissues. The accepted significance level was set at $p < 0.05$.

Metals	Certified concentrations	Obtained concentrations	Percentage of recovery
Cd	2.48 ± 0.08	1.77 ± 0.46	71.48
Cu	71.6 ± 1.6	72.3 ± 1.7	101.03
Fe	205.8 ± 6.8	217.5 ± 18.2	105.67
Mn	18.5 ± 0.2	15.3 ± 0.8	82.52
Ni	1.04 ± 0.09	0.67 ± 0.11	64.30
Pb	0.308 ± 0.009	0.237 ± 0.010	76.87
Zn	1424 ± 46	1395 ± 32	97.93

Table 1. Analysis of trace metal concentrations (mg kg⁻¹ dry weight) and average recovery percentages of NIST SRM 1566b "Oyster Tissue" reference material (mean value ± SD, n = 3).

RESULTS

Biometric parameters

The Figure 2 shows the biometric parameters for GB and AC mussels during the transplant experiments. In T1, all parameters showed linear increase trends during the first 4 months, after which variable degrees of oscillation occurred, while oscillations were also observed during T2.

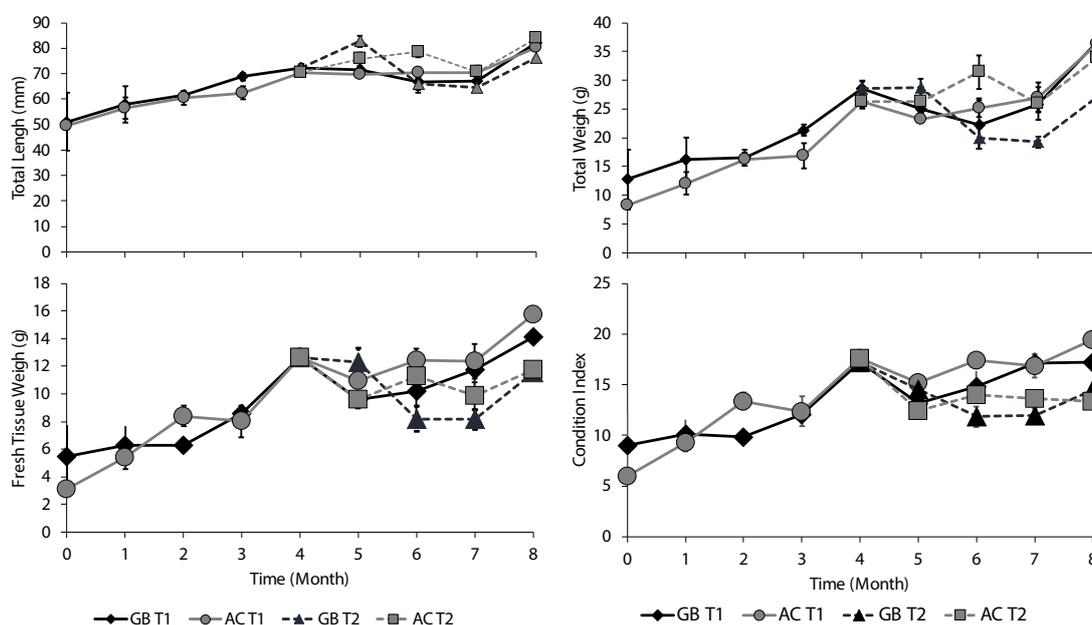


Figure 2 - Total Length (mm), Total Weigh (g) Fresh Tissue Weigh (g) and Condition Index from Guanabara Bay (GB) and Arraial do Cabo (AC) *Perna perna* mussels during the first transplant (T1) and second transplant (T2) experiments (symbols are mean values \pm SE, n= 3)

Total length was the only parameter always with similar values in T1 and T2 ($p > 0.05$). TW presented resembling patterns, but GB T2 values fell below GB T1 ($p < 0.05$). After the mussels' transplant to Arraial do Cabo, CI and STW values declined to lower levels than observed in T1 ($p < 0.05$).

Interpopulation Trends Of Metal Concentrations

Metal concentrations in the mussels along the experiments are shown in Figure 3. The initial concentration (average \pm SE) of Cd in mussels from AC (0.56 ± 0.09 mg kg⁻¹) was one order of magnitude above those from GB (0.01 ± 0.001 mg kg⁻¹). Differences of this magnitude were reported previously for mussels in the same areas (e.g., Francione et al., 2004; Lino et al., 2016). Mussels from AC exhibited a 6-times concentration decrease within the first month of T1 ($p < 0.05$), maintaining relatively constant values along the following T1 samplings. After the transplant to AC, mussels exhibited fast Cd accumulation, reaching values one order of magnitude higher than in GB ($p < 0.05$).

Manganese presented inverse concentration trends in relation to Cd (Figure 3). Initial Mn concentration was expected to be higher in Guanabara Bay than in Cabo Frio mussels (Carvalho; Lacerda 1992; Lino et al., 2016), as occurred. Within the first month of T1, Mn concentrations from both populations converged to similar intermediate values, after which an accumulation trend occurred in T1, while a depuration trend was observed in T2. This implied in significant differences between T1 and T2 for Mn in both populations ($p < 0.05$).

Along with T1, AC mussels generally maintained the concentrations of Ni and Zn more than twofold lower than the GB mussels ($p < 0.05$) during initial months, followed by periods of strong concentration oscillation for both T1 and T2, in which there was no significant differences between populations (Figure 3). For Fe and Pb, this general trend was also observed, but a shorter period of significantly higher values during T1 was found, observed only during the first two months (Figure 3). On the other hand, no significant differences were generally observed during T1 for Cu, though after the transplant to Arraial do Cabo, the Cu concentrations decreased significantly in both populations ($p < 0.05$).

Metal Correlations as Indicators of Interpopulation Differences

Significant correlation coefficients between metal concentrations in soft tissues are shown in Table 2. Mussels from Arraial do Cabo presented significant positive correlations between Cu and Zn (during T1 and T2), Cu and Mn (during T1), and Zn

and Mn (during T2). During T1, GB mussels presented a significant negative correlation between Cd and Mn, whereas a positive significant correlation was found between Zn and Pb. For this population, a positive correlation was also found between Cd and Fe, during T2.

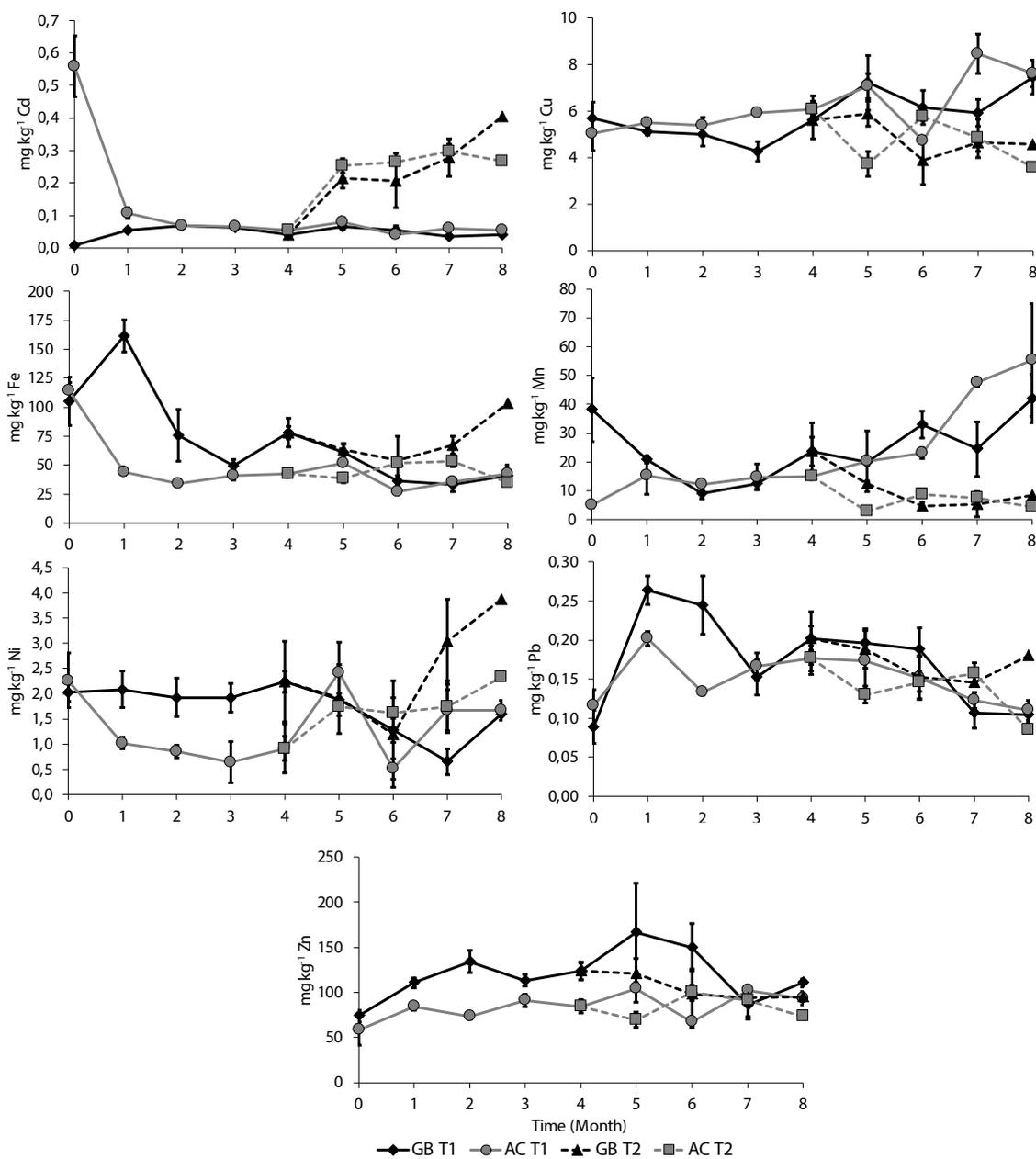


Figure 3 - Heavy metal concentrations (mg kg^{-1} dry weight) in *Perna perna* mussels from Guanabara Bay (GB) and Arraial do Cabo (AC) during the first transplant (T1) and second transplant (T2) experiments (symbols are mean values \pm SE, $n=3$)

Guanabara Bay	First Transplant	Second Transplant
Cd ^a	(-)DTW*, (-)CI*, (+)Pb*, (-)Mn*, (+)Zn*	(+)Fe*
Cu	----	----
Fe	----	(+)Cd*
Mn ^a	(+)TL*, (+)DTW**, (+)CI*, (-)Cd*	(+)TL*
Ni	----	----
Pb	(+)Cd*	----
Zn	(+)Cd*	----

Arraial do Cabo	First Transplant	Second Transplant
Cd ^a	(-)DTW*, (-)CI*	----
Cu	(+)Zn**, (+)Mn**	(+)Zn*
Fe	----	----
Mn	(+)TL*, (+)TW*, (+)DTW*, (+)CI*, (+)Cu**	(+)Zn*
Ni	----	----
Pb	----	----
Zn	(+)Cu**	(+)Mn*, (+)Cu*

Table 2. Significant Pearson's correlations between metals and total length (TL), total weight (TW), dry tissue weight (DTW) and condition index (CI) for mussel populations from Guanabara Bay and Arraial do Cabo, during the first and second transplant.

a Correlations performed without using the initial concentration for the T1 experiment, considered as a outlier (see Supplementary Materials for details and scatterplots view). * $p < 0.05$ level; ** $p < 0.01$ level.

DISCUSSION

Changes in environmental conditions can lead to bivalve environmental stress (Dailianis, 2011), which may partly explain different responses between T1 and T2. However, the influence of the environment on mussel growth is complex and the controlling factors may be difficult to be evaluated (Bergström; Lindegarth, 2016). The interaction of environmental factors can be responsible for differences in physiological responses (Bergström; Lindegarth, 2016), as respiration and clearance rates, and the quality of food may have a direct reflection on the energy balance, consequently affecting survival, growth and reproduction (Resgalla et al., 2007). Besides seasonal changes in weight due to a storage and utilization of food reserves associated to interactions of food availability and environmental factors (Karayücel; Karayücel, 2000), the weight variability observed between the studied populations may be influenced by differences in reproductive periods.

This study corroborates previous observations of lower Cd bioaccumulation under the eutrophicated conditions of Guanabara Bay, where Cd is associated to organic matter and precipitates as cadmium sulfide, decreasing its bioavailability (Carvalho et al., 1991; Carvalho; Lacerda, 1992). In oligotrophic environments, like Arraial do Cabo,

the distribution of Cd between the particles and solution is strongly affected by formation of cadmium chloro-complexes, favoring Cd maintenance in solution (Comans; Van Dijk, 1988). In addition, it is possible that more saline upwelling waters reaching Arraial do Cabo are also responsible for a high Cd bioavailability (Francione et al., 2004).

The contrasting trends between Mn and Cd may be partly explained by the strong Cd affinity to sulfides, while Mn does not tend to form stable metal sulfide compounds. These trends can result in inverse tendencies of stronger release of Mn from the sediments, while Cd is retained (Gobeil et al., 1997). This appears to be important for the bioavailability of this metal to GB mussels.

The results are also consistent with previously reported higher values of Cu in GB than in AC (Carvalho; Lacerda, 1992; Francione et al., 2004; Lino et al., 2016), evidencing larger Cu loads in sewage-contaminated sites and depuration under oligotrophic conditions. Moreover, other studies have reported that bivalves' concentrations of Cu are higher in areas of extensive use of antifouling paints (Wallner-Kersanach et al., 2000; O'Connor; Lauenstein, 2005). Antifouling paints are used in both areas (Fernandez et al., 2005; Toste et al., 2011), which possibly have higher importance in GB, due to extensive and multiple nautical, shipping and harboring activities.

The contents of Ni, Zn, Fe and Pb in AC mussels did not show a significant increase during the first transplant, which is probably related to the history of metal exposure of this populations. Organisms from a pristine area transplanted to a polluted site can respond to the environmental conditions at an earlier life stage (Wepener, 2008), whereas whole life exposure to high metal concentrations may have more efficient concentration of metals in their tissues as non-toxic forms and reflects past contamination (Hédouin et al., 2011). The same trend of bioaccumulation was observed for other species during transplant experiments (e.g. Roesijadi et al., 1984; Wallner-Kersanach et al., 2000; Amaral et al., 2005; Hédouin et al., 2011).

In relation to metal input variability, possible seasonal differences in the metal loadings may have affected GB results. For example, while metal input from industrial and sewage sources can be concentrated during the river discharges from dry season, the urban runoff promoted by rainfall may result in high metal loading to this bay in the wet season. Many other areas of GB have been affected by these sources of metals (Fonseca et al., 2013; Silveira et al., 2013; Baptista Neto et al., 2016), which have stronger rainfall influence from January to March (Kjerfve et al., 1997). In the case of areas influenced by large seasonal variability of human occupation, Avelar et al. (2000) detected the highest values Pb in *P. perna* in a nearby region (Ubatuba Bay, SE Brazil), during the vacation seasons (January and July), when this region attracts larger numbers of tourists. Though AC region also present the same seasonal tendency of human occupation, the Pb concentration variability reported by Avelar et al. (2000) was not reproduced in this study area.

Correlation tests have been usually performed to evaluate the effects of body size and other allometric variables on metal contents (Ahn et al., 2001; Zhong et al., 2013)

and possible associations between metal concentrations in bivalve tissues (Szefer et al., 1998, 2000, 2004). Alternatively, differences in correlation trends between metals are explored here as an additional form of to evaluate interpopulation variability in metal accumulation trends.

Differences in growth patterns, sexual maturation and physiological responses to metal exposure can affect the patterns of metal uptake and elimination by bivalves (e.g., Cain; Luoma, 1985; Paez-Osuna et al., 1995). This can contribute to explain negative correlations between essential and non-essential metals (e.g., as observed for Mn and Cd; Szefer et al., 1997). However, though previous studies have not considered the differences in metal bioavailability for explaining metal correlation trends in mussels, these differences are possible factors affecting the observed results.

An inverse variability of Cd and Mn bioavailability, involving different processes of retention and release by sediments (as discussed above; e.g., Gobeil et al., 1997), may contribute to explain their negative correlation in GB population, along T1. Moreover, mussels from both areas presented Mn concentrations correlated positively with all (AC population) or almost all (GB population) allometric parameters during T1, whereas the GB population presented a positive relationship between Mn and TL during both transplant experiments (Table 2). This agrees with the expected accumulation of essential elements along with mussel development. On the other hand, Cd presented negative correlations with DTW and CI during T1, suggesting excretion and/or concentration dilution while body weight increases. These results may be net effects of physiological responses (e.g., different adaptive traits of populations) and environmental factors (e.g., water quality effect on metal bioavailability). For other elements, a positive relationship between essential metals has been found (e.g., for Cu and Zn; Cunningham 1979; Rigoli et al., 1998; Szefer et al., 2004).

The importance of a careful selection of the geographical origin of bivalves to be used in biomonitoring efforts is known, since this origin may imply in different bioaccumulation efficiencies (Hédouin et al., 2011), whereas contrasting metal depuration trends have been reported for the same elements (Roesijadi et al., 1984; Yap et al., 2004). Variable metal concentration trends have given support for the use of bivalves in monitoring metal concentrations and bioavailability in the aquatic environment (Amaral et al., 2005; Birch; Hogg, 2011) and on the factors affecting the net metal uptake and safe use of bivalves for human consumption (Anacleto et al., 2015; Wang; Lu, 2017).

The examination of metal correlations differences and changes in these correlations may contribute for assessing interpopulation physiological responses and/or effects of metal bioavailability on metal concentrations. The involved physiological requirements may include the support to nutritional demands and toxicity avoidance (Anacleto et al., 2015), whose combined effects determine the proportions between net bioaccumulation and net depuration trends.

Metal incorporation by bivalves may involve dissolved and particulate matter

forms that are not easily traced in the environment (e.g., Araujo et al., 2017), but there are substantial evidences in the literature that metal elimination and bivalve growth are critical for determining bioaccumulation (Wang; Lu, 2017). On the other hand, correlation trends between metals and the changes in these trends in bivalve tissues may be assessed in future efforts to elucidate the strategies for balancing nutritional demands and toxicity avoidance, coupled with evaluations of bioavailability effects on bioaccumulation and bivalve growth.

The results showed above evidenced that (1) there were no coincident correlations between metals for the different mussel populations exposed to the same environmental conditions and (2) the changes in significant correlations between T1 and T2 were also not coincident for these populations (Table 2). These findings are not attributable to effects of metal bioavailability in the coastal environment itself, considering that both populations were exposed to similar conditions within each site. While the negative relationship between Cd and Mn was partly associated to growth requirements of Mn and dilution and/or excretion of Cd, the other metals did not have significant correlations with mussel allometric measures, indicating a comparatively low importance of growth. For Cu, Ni, Pb and Zn, the balance between metabolic demands (in the case of micronutrients) and toxicity avoidance seems to be a dominant influence on the results.

CONCLUSIONS

The reciprocal transplant experiments demonstrated that the changes in environmental conditions (e.g., eutrophic, heavily-polluted vs. oligotrophic, low-polluted) can promote significant differences not only in the bioaccumulation trends, but also in trace metals intercorrelation trends. Though the results demonstrate that mussel populations from different regions of Rio de Janeiro coast can exhibit different capacities of metal uptake and/or depuration, the metal bioavailability differences in response to contrasting environments seems to contribute for determining some observed results (at least for Cd and Mn). Clearly inverse behaviors displayed by Cd and Mn may be associated to opposite bioavailability trends and inverse associations to allometric measures. The mussel growth variability seems to be less important for other metals. GB mussels presented Cu concentrations following the Mn behavior along the second transplant. In the low-polluted environment, fast depuration of Mn and Cu was observed for mussels transplanted from the eutrophic site. Other trace metals presented less pronounced changes, suggesting low variability in both physiological requirements (Ni and Zn) and/or bioavailability (Ni, Pb and Zn). This low susceptibility to be affected by depuration processes contrasts with previous studies. Different metal correlations and correlation changes after transplanting suggested the applicability correlation tests to assess interpopulation variability in metal bioaccumulation and depuration responses to physiological requirements (i.e., nutritional demand and toxicity avoidance).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank Mr. Pardal (Associação de Pescadores e Amigos de São Pedro, APASP) and Mr. Antonio Carlos Pereira Dias (Arraial do Cabo farmer) for their essential support in establishing and maintaining the transplant experiments in Guanabara Bay and Arraial do Cabo, respectively. We also thank the researcher Guilherme Zanetti (FIPERJ) for his support to Arraial do Cabo field work. Ricardo Vasques thanks a PhD scholarship from CNPq. This research had financial support from a FAPERJ grant to Wilson Machado.

REFERENCES

- Ahn, I-Y., Kang, J., Kim, K-W. **The effect of body size on metal accumulations in the bivalve *Laternula elliptica***. Antarctic Science, v. 13, n. 4, p. 355-362, dez. 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0954102001000505>>.
- Amaral, M.C.R. et al. **Bioaccumulation and depuration of Zn and Cd in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*, Guilding, 1828) transplanted to and from a contaminated tropical coastal lagoon**. Marine Environmental Research, v. 59, n. 4, p. 277-285, mai. 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.05.004>>.
- Anacleto, P. et al. **Effects of depuration on metal levels and health status of bivalve mollusks**. Food Control, v. 47, p. 493-501, jan. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2014.07.055>>.
- Araújo, D. et al. **A critical examination of the possible application of zinc stable isotope ratios in bivalve mollusks and suspended particulate matter to trace zinc pollution in a tropical estuary**. Environmental Pollution, v. 226, p. 41-47, jul. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.011>>.
- Avelar, W.E. et al. **The marine mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia, Mytilidae) as an indicator of contamination by heavy metals in the Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil**. Water, Air and Soil Pollution, v. 118, p. 65-72, fev. 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1023/A:1005109801683>>.
- Baptista Neto, J.A. et al. **Concentrations and physicochemical speciation of heavy metals in urban runoff sediment from São Gonçalo—Rio de Janeiro/Brazil**. Environmental Earth Sciences, v. 75, p. 1209, set. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12665-016-6000-z>>.
- Bainy, A.C.D. et al. **Biochemical responses in farmed mussel *Perna perna* transplanted to contaminated sites on Santa Catarina Island, SC, Brazil**. Marine Environmental Research, v. 50, n. 1-5, p. 411-416, jul-dez. 2000. Disponível em <[https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(00\)00039-8](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00039-8)>.
- Bergström, P.; Lindegarth, M. **Environmental influence on mussel (*Mytilus edulis*) growth – A quantile regression approach**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 171, n. 20, p. 123-132, mar. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.040>>.
- Birch, G.F.; Hogg, T.D. **Sediment quality guidelines for copper and zinc for filter-feeding estuarine oysters?** Environmental Pollution, v. 159, n. 1, p. 108-115, jan. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.015>>.
- Cain, D.J.; Luoma, S.N. **Copper and silver accumulation in transplanted and resident clams (*Mocoma bolthica*) in south San Francisco Bay**. Marine Environmental Research, v. 15, n. 2, p. 115-135, 1985. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0141-1136\(85\)90133-3](https://doi.org/10.1016/0141-1136(85)90133-3)>.

Carvalho, C.E.V.; Lacerda, L.D.; Gomes, M.P. **Heavy metal contamination of the marine biota along the Rio de Janeiro coast, SE-Brazil.** *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 57, n. 1, p. 645-653, ago. 1991. Disponível em <<https://doi.org/10.1007/BF00282928>>.

Carvalho, C.E.V.; Lacerda, L.D. **Heavy metals in Guanabara Bay. Why such low concentrations?** *Ciência & Cultura*, v. 44, n. 2/3, p. 184-186, 1992.

Catharino, M.G.M. et al. **Biomonitoring of Hg, Cd, Pb and other elements in coastal regions of São Paulo State, Brazil, using the transplanted mussel *Perna perna*.** *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 278, n. 3, p. 547–551, dez. 2008. Disponível em <<https://doi.org/10.1007/s10967-008-1003-1>>.

Comans, R.N.J.; van Dijk, C.P.J. **Role of complexation processes in cadmium mobilization during estuarine mixing.** *Nature*, v. 336, p. 151-154, nov. 1988.

Cunningham, P.A. **The use of bivalve molluscs in heavy metal pollution research.** In: Vernberg, W.B. et al. (Org.) *Marine Pollution: Functional Responses*. Academic Press, New York, 1979, p. 183-222.

Dailianis, S. **Environmental impact of anthropogenic activities: the use of mussels as a reliable tool for monitoring marine pollution.** In: McGevin, L.E. (Org.) *Mussels: Anatomy, Habitat and Environmental Impact*. Nova Science Publishers, Inc: New York, 2011, p. 43–72

Fernandez, M.A.S. et al. **Imposex and surface sediment speciation: A combined approach to evaluate organotin contamination in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil.** *Marine Environmental Research*, v. 59, n. 5, p. 435-452, jun. 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.07.001>>.

Fonseca, E.M. et al. **Stormwater impact in Guanabara bay (Rio de Janeiro): Evidences of seasonal variability in the dynamic of the sediment heavy metals.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 130, p. 261-168, set. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.04.022>>.

Francione, E. et al. **Evaluation of *Perna perna* (Linné, 1758) as a tool to monitoring trace metals contamination in estuarine and coastal waters of Rio de Janeiro, Brazil.** *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 15, n. 1, p. 103-110, fev. 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-50532004000100016>>.

Galgani, F. et al. **Assessment of heavy metal and organic contaminants levels along the Libyan coast using transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*).** *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 21, n. 19, p. 11331-11339, out. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3079-1>>.

Galvão, P. et al. **Distinct bioaccumulation profile of pesticides and dioxin-like compounds by mollusk bivalves reared in polluted and unpolluted tropical bays: Consumption risk and seasonal effect.** *Food Chemistry*, v. 134, n. 4, p. 2040–2048, out. 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.04.006>>.

Giarratano, E.; Duarte, C.A.; Amin, O.A. **Biomarkers and heavy metal bioaccumulation in mussels transplanted to coastal waters of the Beagle Channel.** *Ecotoxicology Environmental Safety*, v. 73, n. 3, p. 270-279, mar. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.10.009>>.

Gobeil, C.R.; Macdonald, W.; Sundby, B. **Diagenetic separation of cadmium and manganese in suboxic continental margin sediments.** *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 61, n. 21, p. 4647-4654, nov. 1997. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(97\)00255-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(97)00255-X)>.

Hédouin, L. et al. **Validation of two tropical marine bivalves as bioindicators of mining contamination in the New Caledonia lagoon: Field transplantation experiments.** *Water Research*,

v. 45, n. 2, p. 483-496, set. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.002>>.

Kagley, A.N. et al. **Assessment of seasonal variability of cytochemical responses to contaminant exposure in the blue mussel *Mytilus edulis* (complex)**. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 44, n. 1, p. 43–52, jan. 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00244-002-1303-3>>.

Karayücel, S.; Karayücel, İ. **The effect of environmental factors, depth and position on the growth and mortality of raft-cultured blue mussels (*Mytilus edulis* L.)**. Aquaculture Research, v. 31, n. 12, p. 893–899, jul. 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2000.00496.x>>.

Kjerfve, B, et al. **Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil**. Continental Shelf Research, v. 17, n. 13, p. 1609-1643, nov. 1997. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(97\)00028-9](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(97)00028-9)>.

Lino, A.S. et al. **Metal bioaccumulation in consumed marine bivalves in Southeast Brazilian coast**. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, v. 34, p. 50-55, mar. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2015.12.004>>.

Paez-Osuna, F.; Frias-Espericueta, M.G.; Osuna-López, J.I. **Trace Metal Concentrations in Relation to Season and Gonadal Maturation in the Oyster *Crassostrea iridescens***. Marine Environmental Research, v. 40, n. 1., p. 19-31, 1995. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0141-1136\(94\)00004-9](https://doi.org/10.1016/0141-1136(94)00004-9)>.

Regoli, F.; Orlando, E. **Accumulation and subcellular distribution of metals (Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* during a field transplant experiment**. Marine Pollution Bulletin, v. 28, n. 10, p. 592–600, out. 1994. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90360-3](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90360-3)>.

Regoli, F.; Principato, G. **Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, exposed to metals under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers**. Aquatic Toxicology, v. 31, n. 2, p. 143–164, fev. 1995. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0166-445X\(94\)00064-W](https://doi.org/10.1016/0166-445X(94)00064-W)>.

Resgalla, C. et al. **Physioecology of the mussel *Perna perna* (Mytilidae) in Southern Brasil**. Aquaculture, v. 207, n. 1/4, p. 464-474, set. 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.05.019>>.

Rezende, C.E.; Lacerda, L.D. **Metais pesados em mexilhões (*Perna perna* L.) no litoral do Estado do Rio de Janeiro**. Revista Brasileira de Biologia, 46, p. 239-247.

Roesijadi, G. et al. **Behavior of trace metals in *Mytilus edulis* during a reciprocal transplant field experiment**. Marine Ecological Progress Series, v. 18, p. 155–193.

Silveira, R.P. et al. **Mass balance in the monitoring of pollutants in tidal rivers of the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil**. Environmental Monitoring and Assessment, v. 181, n. 1/4, p. 165-173, out. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10661-010-1821-9>>.

Soares-Gomes, A. et al. **An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro**. Regional Studies in Marine Science, v. 8, part 2, p. 319-330, nov. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.01.009>

Szefer, P. et al. **Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of mollusc *Perna perna* from the Gulf of Aden, Yemen**. Environmental International, v. 23, n. 1, p. 53-61, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(96\)00077-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(96)00077-3)

Szefer, P. et al. **Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthic organisms from Mazatlan harbour, a mangrove lagoon of the Northwest coast of Mexico**. Environment International, v. 24, n. 3, p. 359-374, abr. 1998. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0167-6369\(98\)00037-3](https://doi.org/10.1016/S0167-6369(98)00037-3)>.

em: <[https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(98\)00014-2](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(98)00014-2)>.

Szefer, P. et al. **Distribution and coassociations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus galloprovincialis* relative to the surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula.** *Environmental Pollution*, v. 129, n. 2, p. 209–228, mai. 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.012>>.

Toste, R. et al. **Organotin pollution at Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil: increasing levels after the IBT ban.** *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 59, n. 1, p. 111-117, Mar. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592011000100008>>.

Wallner-Kersanach, M. et al. **Accumulation and elimination of trace metals in a transplantation experiment with *Crassostrea rhizophorae*.** *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 38, n. 1, p. 40-45, fev. 2000.

Wang, W.; Lu, G. **Heavy metals in bivalve mollusks.** In: Cartus A, Schrenk D (eds) *Chemical Contaminants and Residues in Food*, 2nd Edition, Chapter 21, Woodhead Publishing, 2017, p. 553-594.

Wepener, V. **Application of active biomonitoring within an integrated water resources management framework in South Africa.** *South African Journal of Science*, v. 104, n. 9-10, p. 367-373, out. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.org.za/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0038-23532008000500010&lng=en&nrm=iso>.

Yap, C.K. et al. **Assessment of different soft tissues of the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) as biomonitoring agents of Pb: field and laboratory studies.** *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 153, n. 1/4, p. 253–268, mar. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000019946.84885.94>

Zhong, H.; Kraemer, L.; Evans D. **Influence of body size on Cu bioaccumulation in zebra mussels *Dreissena polymorpha* exposed to different sources of particle-associated Cu.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 261, p. 746–752, out. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.068>>.

ANALYSIS OF THE CORRELATION BETWEEN SALINITY AND ENVIRONMENTAL VARIABLES IN THE ESTUARY OF THE PARAÍBA DO SUL RIVER - BRAZIL

Glenda Camila Barroso
Leonardo Bernado Campaneli da Silva
Vicente de Paulo Santos de Oliveira

ABSTRACT: Limnological variables were studied in the estuary of Paraíba do Sul River (PSR), between July 2014 and December 2015, to understand the hydrodynamics of salinity variation up to 10 km upstream of its mouth. Sampling was performed at nine points, previously defined, and in the sampled period the river presented a historical series of low flow when critical values were reached 298 times. The measurement was performed in the locality with the use of a multiparametric probe to obtain estimated values for pH, dissolved oxygen (mg/L), salinity and water temperature (°C). Additional data on the air temperature, wind velocity, wind direction and barometric pressure were obtained from the meteorological station of Farol de São Tomé in the municipality of Campos dos Goytacazes of IMNET (2016). Principal Component Analysis (PCA) and linear regression were performed among the limnological variables to verify the influence on salinity in the estuary. The results show that salinity was the limnological variable most sensitive to the dynamics of the sea interaction and the PCA analysis indicates that the limnological parameters, water temperature, pH and dissolved oxygen, had an inverse salinity

behavior. The influence of the semidiurnal cycle of the tide on the limnological characteristics in condition of low fluvial flow was evidenced as already pointed out in other works. The analysis of multiple linear regression shows that there was a significant difference between salinity and flow ($p = 0.024223$), showing that flow is the main determinant of salinity in the estuary of PSR.

KEYWORDS: Paraíba do Sul River (PSR); salinization; PCA of environmental variables; salinization-flow correlation

1 | INTRODUCTION

An estuary is characterized as a transitional water body between the river and the sea whose salinity varies temporally and spatially within it, being this salinity typically lower than the natural salinity of the sea (Potter, *et al.*, 2010). Limnological studies in estuaries around the world have shown that salinity, as well as other limnological parameters, respond directly to the seasonal variations of the flow (Yu, *et al.*, 2014; Song & Woo, 2015; Ylöstalo *et al.*, 2016) and these changes in flow observed in long term are influenced by the global climatic effect of El Niño / La Niña (Déry, Wood, 2005, Camiloni & Barros, 2006, Munoz, Dee, 2016). Both the decrease in river flow and the mean sea level increase lead

to increased salinity of the estuaries that affect the fertility of the coastal zone soils as well as the fish assemblage composition of these areas (Nilsen, *et al.*, 2003; Liu & Liu, 2014; Vargas, *et al.*, 2017).

The estuary of Paraíba do Sul river (PSR) is strongly governed by flow pulses (Nicolite *et al.*, 2009; Cotovicz Jr. *et al.*, 2013, Ovalle *et al.*, 2013) and it can be classified as coastal wetland separated from the sea with fluctuating water level (Junk *et al.*, 2014). This river is 1,155 km long and drains an area of 55400 km² (Coelho, 2012), and its estuary has a surface area of 21.5 km², an average depth of 2 m, a 43.1 × 10⁶ m³ volume and a hydraulic residence time of 0.75 days (Sterza, Fernandes, 2006; Cotovicz Jr., *et al.*, 2013). The morphosedimentary design of the RSP estuary is dominated by waves (Oliveira, 2015), and this estuary is located in a humid tropical climate and subject to a semidiurnal micro-tidal regime (Nicolite, 2009; Bernardes *et al.*, 2012, Alvares, *et al.*, 2013). According to Cotovicz Jr. *et al.* (2013), approximately 46.1% of the RSP estuary area is composed of fresh water, 33.2% of brackish water and 20.7% of saline water, but these values can be changed between dry and rainy season. These same authors analyze that, when the present flow conditions (450 m³/s in the dry season, 1000 m³/s in the rainy season) are maintained, the water quality of this river is good and tends to improve in the future. However, in recent years, the literature (Marengo & Alves, 2005; Ovalle, *et al.*, 2013; Oliveira, 2015) has shown that there has been a significant downward trend in PSR flow since 1934, especially in its final stretch. These publications have associated this drop in flow with the anthropic uses (mainly bus systems and water abstractions) that are done in this river as well as the La Niña phenomenon. Ovalle and collaborators (2013) also point out that the scenario of decreasing PSR flow and shortening the La Niña recurrence periods tend to worsen the water quality and the trophic level of the final portion of this river.

Computational models have endeavored to predict future scenarios of low river flow (Vargas, *et al.*, 2017), but they all lack real data of predicted conditions to test the accuracy of these models. In Brazil, the computational model of future scenarios for saline intrusion in estuaries, SisBaHiA version 8.5, (COOPETEC, 2013) was developed and it predicted that, in the critical flow of 247 m³/s, the mixing zone of the Paraíba do Sul river in the high tide of syzygy would enter up to 10 km in the channel of this river. According to this model, the tide and wind have less influence on the salt wedge intrusion and the flow would be the environmental component with more influence on the concentration of salt in the estuary. However, this model was not tested in real low-flow situations.

The aim of the present study is to identify the maximum range limit of the salt wedge intrusion in the estuary of PSR in low flow condition as well as to understand the hydrodynamics of the water mix in this estuary under this condition, proposing as hypothesis that, under flow conditions lower than 247 m³/s, the mixing zone of this estuary reaches 10 km of extension with the flow of the river as the main environmental factor to determine the concentration of salt in the estuary. Elucidating these aspects is

fundamental in order to provide subsidies for better management of the water uses of this estuary by public authorities as well as to point out solutions to avoid the increase of salinity and the worsening of the water quality of this estuary.

2 | MATERIALS AND METHODS

2.1 Sampling strategy

As already known in the literature on the subject (Nicolite, *et al.*, 2009), the estuary of the PSR presents the highest tide levels in the period between 1 day before and 2 days after the night of full moon and the night of new moon. Thus, the measurements of this work were always made in this time interval at the time of the high tide and the low tide. Sampling was performed on 21 dates between July 2014 and December 2015. This time interval was chosen for being a continuous historical series of low PSR flow (Figure 1). In this time interval, the critical flow was reached 298 times, which allows to reliably verify other projections of the model built by the program SisBaHiA version 8.5.

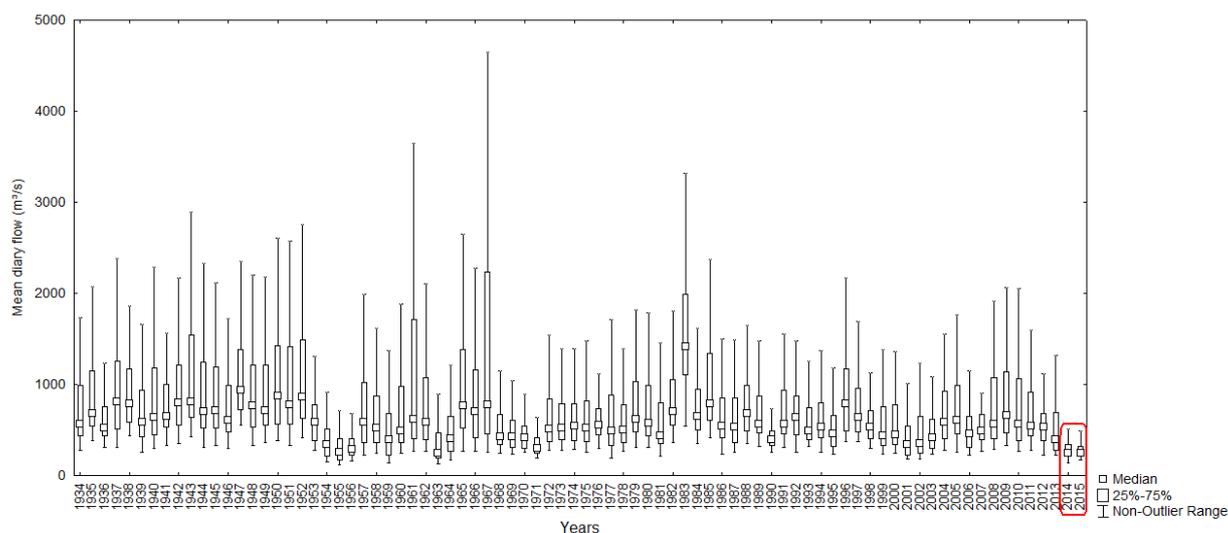


Figure 1: Graph showing the flow variations of the Paraíba do Sul river over the years. The red box highlights the variation of PSR flow in the years in which the samplings of this study occurred.

In the field, the limnological variables - pH, dissolved oxygen (mg/L), salinity and water temperature (°C) - were measured with the use of a multiparameter probe (model 6820 V2, manufacturer YSI). The readings were made at 9 fixed points with the reading of the surface and the bottom always being made. (5 cm below the surface and 5m above the sediment of the river). The readings were made with the aid of a boat that ran through the points 1 to 9 always in the downstream-upstream direction (Table 1). All the points sampled were equidistant between the river banks, that is, they were centralized in the river channel (Figure 2). The sample design of the observations has as predictor

variables the days of sampling (21 in total), the sampling points (9 in total), the sampling depth (surface and bottom) and the time of the tide sampled (high tide and low tide). Due to some navigation difficulties because of the formation of sandbars in the estuary of the RSP, in some occasions, it was not possible to sample some points.

Additional data of non-field-tested environmental variables (air temperature, wind speed, wind direction and barometric pressure) were obtained from the records of the meteorological station of Farol de São Tomé, municipality of Campos dos Goytacazes, (43 km away from the study area) (Imnet, 2016). This weather station was chosen because it is located about 100 m away from the sea, in the same coastal region of the estuary of the PSR.

The PSR flow was obtained from the website of the National Water Agency (2017), which monitors the flow of all major Brazilian rivers through automatic stations. Data were extracted from hydroweb (<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>) at the Campos dos Goytacazes station (fluviometric code 58974000).

Points	Coordinates (m)		Distance from the sea (m)
	E	N	
1	291323	7608092	609
2	290516	7608058	1422
3	289654	7608046	2283
4	288829	7607902	3118
5	288231	7607331	3945
6	287798	7606624	4775
7	287684	7605958	5450
8	286736	7605235	6718
9	285318	7604999	8287

Table1: Sampling points with their coordinates and distance between the point and the sea through the PSR channel. Coordinates in the UTM projection, Sirgas2000, Datum, zone 24K

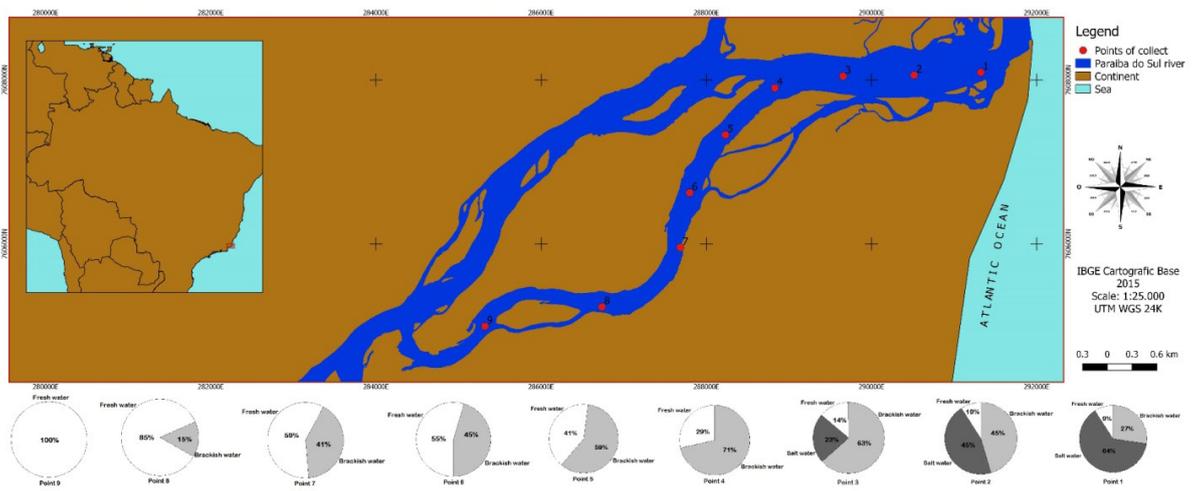


Figure 2: Map showing the location of sampling points in the estuary of Paraiba do Sul River and pie charts showing the percentage of times the water at these points was saline (salinity > 30), brackish (salinity between 30 and 0, 5) and fresh (salinity ≤ 0.5).

2.2 Statistical analysis

The Principal Components Analysis (PCA) was performed using the limnological variables pH, dissolved oxygen, salinity and water temperature in order to group the observations into classes according to similarity and to help to formulate new hypotheses (Kendall, 1980). The Guttman-Kaiser criterion (Yeomans & Golders, 1982) was adopted to retain from PCA components that have eigenvalues greater than 1 in order to plot the dispersion of the PCA points on a graph. By this criterion, component 1 (CP1) and component 2 (CP2) (eigenvalues of 1.61 and 1.39, respectively) were retained. A linear regression (Montgomery, Peck and Vining, 2015) was used to verify if the predictor variables influenced Comp1, and the possible interactions among the variables were also tested according to the groupings observed in the PCA. The CP1 data did not present residues normality by the Jarque Bera test (Jarque & Bera, 1980), did not present homoscedasticity by the Breusch-Pagan test (Breusch & Pagan, 1979), there being autocorrelation of residues by the Wooldridge test (Wooldridge, 2002). In order to circumvent these problems and enable the execution of valid inferences for the fitted models, as well as to guarantee the robustness of the models, the Heteroskedasticity and Autocorrelation Consistent (HAC) estimator was used for the covariance matrix of the estimated coefficients in order to test the significant differences among groups (Andrews, 1991).

Finally, a multiple linear regression was performed among the environmental variables - air temperature, wind velocity, wind direction, atmospheric pressure and PSR flow - in order to verify which of them most influenced the PSR estuary salinity (Montgomery, Peck *et al.* Vining, 2015). For this analysis, the mean value of these parameters obtained at the 21 sampling dates was used.

All statistical analysis were done through the use of R program (version 3.4.1).

3 | RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Descriptive Analysis Of Limnological Parameters

The PSR, as already predicted in modeling works (Marengo & Alves, 2005; Ovalle, *et al.*, 2013, Oliveira 2015), tends to reduce its flow over the years, and in the years 2014 and 2015 it presented its lowest flows in a historical series of 81 years (Figure 2). This river follows a worldwide trend of increased freshwater catchment for anthropic uses, which may generate future problems of water quality loss and salinization of the coastal zone (Foley, *et al.*, 2005; Vargas, *et al.*, 2017). In this low-flow condition, the salinity was the parameter that showed the greatest variation of its values, indicating that this limnological variable is more sensitive to the dynamics originated from the sea-river interaction (Table 2).

Sampl	N	Water			Salinity			pH			Dissolved oxygen		
		mea	σ	cv	mea	σ	cv	mea	σ	cv	mea	σ	cv
1	7	20.5	2.4	11.8	23.2	16.2	69.89	6.64	0.9	14.9	7.74	0.5	7.11
2	7	20.7	2.4	11.6	18.1	15.0	82.89	6.89	0.9	13.8	7.83	0.6	8.37
3	7	20.8	2.4	11.8	13.7	14.3	104.8	7.03	0.9	12.8	7.88	0.7	10.0
4	7	21.1	2.5	12.1	5.30	8.71	164.3	7.18	0.8	11.8	8.30	0.8	9.93
5	7	21.2	2.6	12.4	2.27	4.88	215.1	7.20	0.8	11.4	8.44	0.8	10.0
6	7	21.2	2.6	12.4	1.24	3.15	255.1	7.21	0.8	12.3	8.51	0.8	9.95
7	7	21.1	2.5	12.1	3.17	7.92	250.1	7.15	0.7	10.7	8.40	1.2	14.3
8	7	21.4	2.7	12.9	0.20	0.39	193.3	7.29	0.7	9.80	8.83	1.0	11.3
9	7	21.6	2.7	12.6	0.05	0.01	17.78	7.36	0.7	10.7	9.01	1.0	11.7

Table 2: Summary of the limnological variables measured in the field, at the surface and on bottom of 9 monitoring points, in 21 field incursions carried out between 07/14/2014 and 12/11/2015. N = number of samples, σ = standard deviation, cv = coefficient of variation

Although they did not study the PSR estuary throughout its length, other authors also found this greater variation in salinity values compared to other parameters measured (Gonçalves, 2003; Sterza & Fernandes, 2006). From Figure 1, it is noticeable that the brackish waters have reached, at most, the sampling point 8, which is about 6.7 km from the sea. From Table 3 it can be seen that this event occurs in only three samplings (on 11/06/2014, 06/02/2015 and 10/27/2015). In these days, mean PSR flows at the time of sampling were all lower than the critical value of 247 m³/s predicted by the SisBaHiA version 8.5 software model (Coopetec, 2013). However, on 6 other occasions, the flow rate was below this critical value although without the salinity of point 8 being higher than 0.5. It is also worth noting that, in only 2 occasions, the average salinity of the estuary was lower than 0.5, with the river flow exceeding 500 m³/s in these two cases (Table 3). These results show that the water mixing zone of the

river with sea water does not reach 10 km as predicted and suggest that 247 m³/s is not the critical value to determine the salt wedge intrusion since the mean salinity was higher than 0.5. in all cases of flow rate lower than 500 m³/s.

Date	Mean salinity of	Salinity in point 8	PSR mean flow (m ³ /s)	Wind mean velocity	Direction of wind in degrees	Mean of atmospheric temperature	Mean of atmospheric pressure
07/14/2014	6.73	0.26	250.17	4.24	130	23.3	1026
07/28/2014	14.0	0.05	309.55	8.16	220	21.4	1026
08/11/2014	2.72	0.05	308.73	5.50	168	24.1	1021
08/26/2014	2.87	0.04	278.42	9.16	162	27.2	1014
09/09/2014	9.76	0.21	275.74	9.44	63	26.1	1023
10/08/2014	5.55	0.08	210.16	9.15	45	25.7	1020
10/24/2014	9.58	0.98	207.9	8.35	83	27.2	1016
11/06/2014	8.06	0.12	207.64	4.94	190	29.1	1017
12/09/2014	0.06	0.04	530.35	10.23	65	28.1	1012
01/22/2015	7.84	0.21	218.44	6.90	70	33.9	1013
02/05/2015	2.29	0.04	278.24	6.94	30	27.7	1008
03/05/2015	11.1	0.04	269.18	8.33	80	30.8	1014
04/06/2015	7.68	0.04	387.01	3.36	300	23.3	1004
05/18/2015	14.4	0.05	267.18	3.93	80	27.5	1021
06/02/2015	19.7	1.42	240.96	4.10	158	24.8	1021
07/31/2015	11.3	0.08	244.15	7.25	40	27.1	1022
08/14/2015	15.7	0.14	209.98	7.35	47	25.3	1024
09/28/2015	15.5	0.28	221.29	6.40	180	31.1	1010
10/27/2015	10.9	1.17	237.57	9.47	57	31.0	1014
11/27/2015	2.90	0.05	469.34	6.30	97	26.3	1015
12/11/2015	0.05	0.05	878.58	7.05	112	31.2	1013

Table 3: Summary of the limnological variables measured in the field at the surface and bottom of 9 monitoring points, in 21 field incursions carried out between 07/14/2014 and 11/12/2015.

3.2 Pca Analysis And Statistical Test

The PCA analysis (Figure 3) showed that limnological parameters - water temperature, pH and dissolved oxygen - had an inverse behavior to salinity, that is, the water of the sea is more saline, has lower pH, lower temperature and lower dissolved oxygen concentration than the water of the river. This same tendency was found by other authors (Sterza & Fernades, 2006; Gonçalves, 2003). The variable with the highest value in CP1 was salinity (-0.564) while in CP2 it was dissolved oxygen (-0.789).

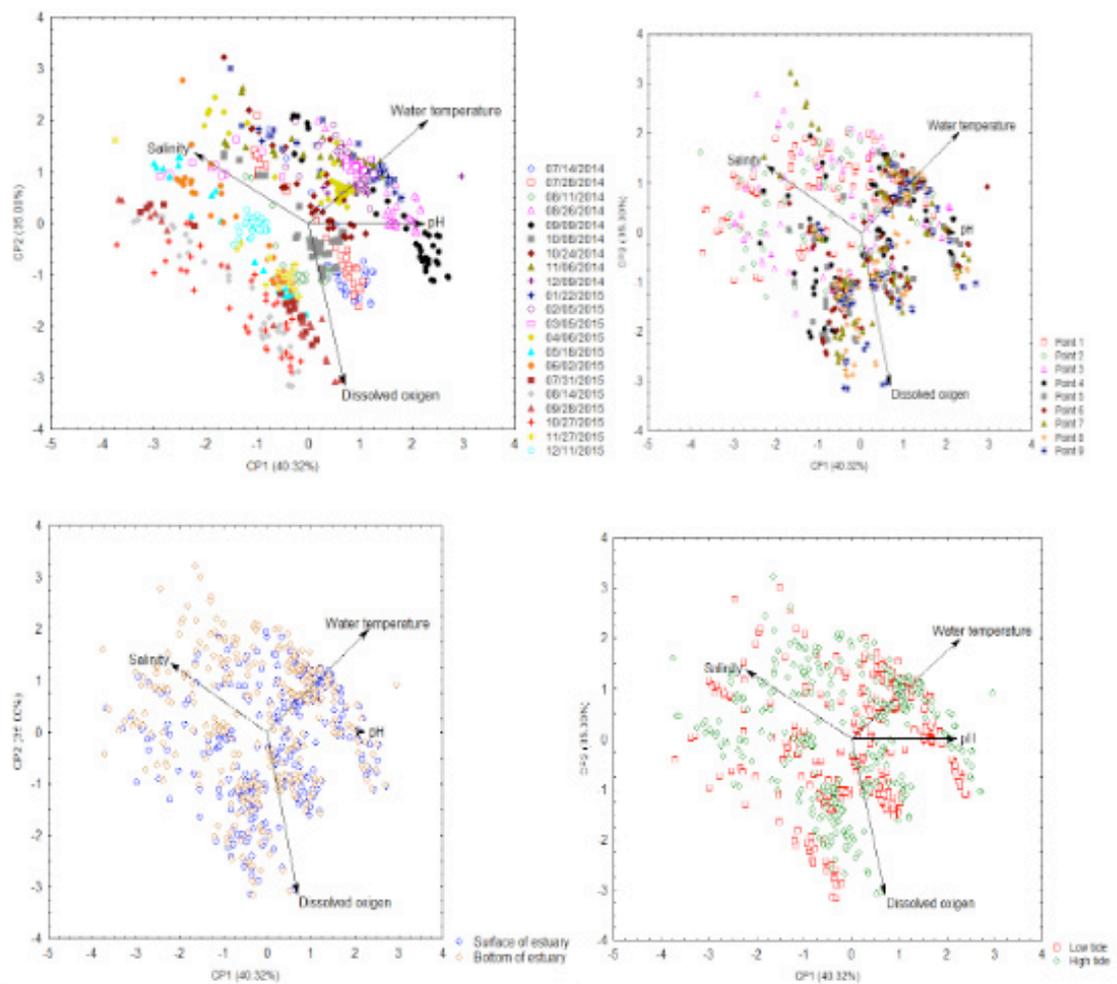


Figure 3: Graph showing data distribution of Components 1 and 2 of a PCA grouped according to predictor variables. (a) Grouped by sampling date. (b) grouped by sampling point. (c) grouped by sampling depth. (d) grouped at the time of the tide cycle when sampling was performed.

Figure 3 shows that groupings by sampling date and by point are clearer than groupings by depth and by high tide / low tide. Comparing the results shown in Tables 2 and 3 with Figure 3, it can be observed that there is a trend of greater dispersion of the graph points at the dates when the river flow was smaller and a larger grouping at the dates when the river flow was larger. Points 1, 8 and 9 tend to be more grouped than points 2, 3, 4, 5, 6 and 7, indicating that the middle of the estuary is where the largest mixture of river water and sea water occurs, whereas the extreme points, further downstream and further upstream, are basically dominated by sea water and river water respectively.

The result of the HAC estimator test applied to the CP1 components revealed that the following interactions are significant: point x depth ($p = 0.000$), days x depth ($p = 0.005$), days X point ($p = 0.000$), point x moment of the tide ($p = 0.000$). All the other interactions were not significant. The interaction point x depth showed a significant difference between surface and bottom at points 2, 3, 4, 5 and 7, with CP1 values being always lower at the bottom than at the surface. There was no difference between the depths sampled in points 1, 6, 8, 9. These results reveal that the sea water enters the

estuary from the bottom due to the difference in density in relation to the river water, which causes a stratification between fresh and salt water. Research work conducted in this estuary had already pointed to this possibility (Sterza & Gonçalves, 2003; Fernandes, 2006) and a similar effect has already been reported for other estuaries around the world (Huges & Rettray Jr., 1980; Rosón, *et al.*, 1997; Ralston, *et al.*, 2010). It is noticeable that point 7 has this stratification while points 6 and 8 do not have it. At the sampling times, it was observed that there was a water treatment plant opposite sampling point 7 which dumped its waste into the river. The waste from this plant is basically composed of suspended particulate material which is separated from the water by the addition of aluminum sulfate salt. Perhaps this salt is responsible for the vertical gradient observed in point 7, but additional studies should be done to prove this possibility.

The interaction days x depth showed that there is difference between surface and bottom on the dates 08/11/2014, 03/05/2015, 04/06/2015, 05/18/2015 and 06/02/2015. Comparing this result with Table 3, it can be observed that it is not possible to derive a standard from these dates based on the variables in this table. Thus, it appears that another variable that has not been measured is responsible for determining if there is difference between surface and bottom in each sampling event. Souza and Knoppers (2003) showed that the PSR is one of the rivers with the greatest sediment transport capacity of the Brazilian east coast, with a significant seasonal difference between the rainy season (large volume of transported sediments) and the dry season (lower sediment volume transported). That, combining with the fact that the coast where the PSR is located has its morphosedimentary designer sculpted by waves (Oliveira, 2015), results in a favorable combination to suppose an intense sedimentation dynamic in this estuary. Paggioli *et al.* (2015) showed that the depth and slope of the bottom of an estuary are determinant in the mixture and vertical gradient formation in the water column. Thus, it is possible that the depth variation of this estuary is responsible for the similarities and differences between surface and bottom over the time period studied. It is important to point out that, although our work did not measure the depth of the estuary during sampling events, on some dates we were able to navigate very easily on the estuary while, on other dates, we had many navigational difficulties due to the fact that the boat constantly ran aground on sandbanks that were formed.

Regarding the interaction days x points, significant differences between points 1, 2 and points 8, 9 were found on the following dates: 07/14/2014, 09/09/2014, 10/08/2014, 10/24/2014, 06/11/2015, 01/22/2015, 05/18/2015, 06/02/2015, 08/014/2015, 09/28/2015 and 10/27/2015. Analyzing Table 3, it can be observed that the average flow of the estuary on these dates is among the lowest flows measured, showing that the significant difference between the points is due to the loss of capacity of dilution of the PSR, increasing the influence of the sea downstream of the estuary. This result was expected since several research works done on this river, as well on others, point to this problem (Ovalle *et al.*, 2013, Yu, *et al.*, 2014, Song & Woo, 2015, Ylöstalo *et al.*,

2016).

The statistical analysis applied to the interaction between point x time of the tide showed that the significant differences among the points change between high tide and low tide. At high tide, points 1 and 2 differ from points 4, 5, 6, 7, 8, 9, whereas point 3 differs from points 5, 6, 7, 8, 9; in contrast, at low tide, point 1 differs from points 4, 5, 6, 7, 8, 9 and point 2 differs only from points 8, and 9. These results show that at high tide there is actually a greater input of marine water into the estuary which increases the differences between the points further downstream and further upstream of the estuary.

On the other hand, at low tide the marine influence declines and, due to that, the differences between the points also decrease. However, it should be noted that even at low tide there are still differences between the waters of points 1 and 2 in relation to the waters of further upstream points, which emphasizes that the sea has significant influence in this estuary during the low flow condition of the river. These results highlight the influence of the tidal semidiurnal cycle on the limnological characteristics in a low fluvial flow condition, as already pointed out in other studies (Gonçalves, 2003; Sterza & Fernandes, 2006; Nicolite, *et al.*, 2009) and they warn us that if these low flow conditions are maintained, the river could no longer have a water exchange regime in its estuary per flow pulse and could be having a water exchange regime per tidal cycle. Figure 4 synthesizes the horizontal gradient formation dynamic between the river and the sea water in this estuary.

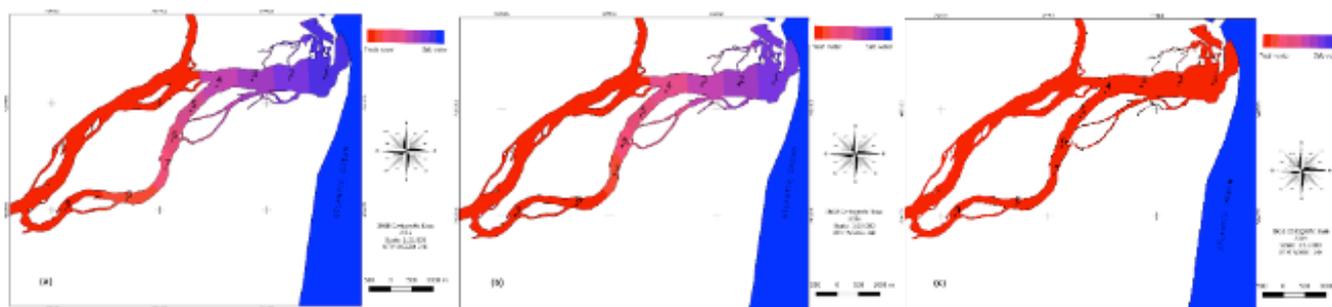


Figure 4: Maps showing the fluctuations between fresh water and salt water mixtures in the estuary of Paraíba do Sul River. (a) Horizontal gradient between fresh and saline water in the RSP estuary under low flow conditions ($<500 \text{ m}^3/\text{s}$) at the time of high tide. (b) Horizontal gradient between fresh and saline water in the estuary of the PSR in a low flow condition ($<500 \text{ m}^3/\text{s}$) at the time of the low tide. (c) PSR estuary in high flow condition ($> 500 \text{ m}^3/\text{s}$).

3.3 Regression Analysis

As previously discussed, salinity proved to be the parameter sensitive to the changes in the RSP estuary. Because of this sensitivity to environmental changes, salinity was the variable chosen to establish multiple linear regression with the environmental variables: air temperature, wind velocity, wind direction, atmospheric pressure and PSR flow.

The multiple regression among salinity, flow, wind, air temperature and atmospheric pressure showed $R^2 = 0.4729$ and $F(5, 15) = 2.6911$. There was no significance for wind velocity and direction ($p = 0.4539$ and $p = 0.3554$ respectively) or for air temperature and atmospheric pressure ($p = 0.2744$ and $p = 0.1108$ respectively), but there was only significance for flow ($p = 0.024223$). Having established the existence of a causal effect between flow and salinity, the best function to explain the relationship between these fluvial characteristics was then searched for. As shown in Figure 5, the exponential equation is the one that best describes this function, presenting R^2 of 0.735. By the equation that describes this function it is possible to calculate that the minimum PSR flow to maintain an average salinity of the estuary around 0.5 is approximately 567.45 m^3/s . This result shows that the entrance of the saline water in the mouth of the PSR is not affected by atmospheric factors but by the flow, that is, the greater the flow, the lower the influence of the marine water and, consequently, the lower the salt content in this estuary. This result is consistent with what has already been demonstrated in the literature. Nicolite *et al.* (2009) concluded that, in periods of high flow, the tidal amplitude is reduced drastically even in the syzygy, with the estuary being dominated by the river. Ovalle *et al.* (2013) showed in a long-term historical series study that conductivity and the concentration of several ions (Ca^{+2} , K^+ , Mg^{+2} , Cl^- , Na^+) are inversely proportional to the flow of the river.

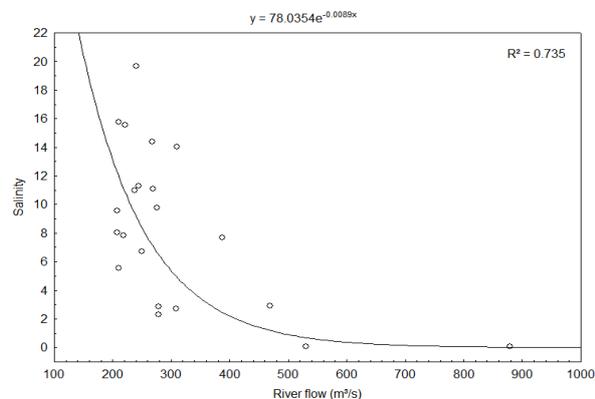


Figure 5: Graphical representation of the equation that best adjusts the model of the relation between PSR flow and salinity.

Wind was expected to be an important agent in the mixture of the sea and river water, since in several works done in Brazilian coastal lagoons, this environmental component interfered significantly both in the entrance of sea water into these environments and in the homogenization of the water column (ALVES, 2003; CRUZ, 2010; GOMES; 2009). However, as pointed out by these same authors, the larger the surface of the water surface, the greater the influence of the wind. In this aspect, the PSR estuary is far behind the lagoon complexes studied in those works: based on the delimitation of the mixing zone that we could map with our data (Figure 4), the PSR has 8.11 km^2 of water surface in its estuary, while the water surface of the lagoons

mentioned vary from 35.2 km² to 220 km². Therefore, the explanation given is that the PSR estuary does not have sufficient water surface areas for the action of the kinetic energy of the wind to have any effect on the change of salinity in its interior.

4 | CONCLUSION

Based on the above, it can be concluded that the mixing zone of the PSR reaches approximately 6.7 km upstream from coastal line and its estuary has 8.11 km² of water surface. Salinity forms a decreasing gradient from the sea up to the upstream limit of the mixing zone.

There is significant difference among the limnological characteristics of the estuary comparing the upstream portion with the downstream portion (the upstream portion is dominated by fresh water and the downstream portion is dominated by marine water) with this difference being conditioned to the low flow of the river, since in times of high river flow, the river dominates the entire region of the estuary. The high tide moment is when the differences among the points of the river monitored in this work are greater because it is, at this moment, that the entrance of salt water into the estuary is more intense. However, even in the low tide, under low river flow conditions, the influence of the sea in the last 1400 m (between the coastline and point 2) of this estuary is still perceptible.

There is difference in the limnological characteristics of the RSP between surface and bottom, and this difference is affected primarily by the entry of marine water through the bottom of the PSR delta, and the vertical stratification is perceptible in the central region of the estuary and not perceptible in the further upstream and downstream portions. Stratification is also conditioned by low river flows, since high river flows tend to homogenize the water column.

River flow is the main determinant of the PSR salinity, with no significant regression with climatic factors. Therefore, maintaining the ecological flow (567.45 m³/s) is fundamental for the balance of this ecosystem and for the possibility of multiple sustainable uses of water for present and future generations.

REFERENCES

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - HidroWeb**. Page, <http://www.snirh.gov.br/hidroweb>, 2017.

ALVARES, C. A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M, SPAROVEK, J. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift, 22 (6), 711–728, 2013.

ALVES, A.R. **Modelagem numérica como ferramenta de gestão ambiental: aplicação ao sistema lagunar de Saquarema – RJ**. M. Sc. thesis. Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2003.

ANDREWS, D. W. K. “**Heteroskedasticity and autocorrelation consistent covariance matrix estimation**”. *Econometrica*, 817–858. Bernardes, M.C.; Knoppers, B.A.; Rezende, C.E.; Souza, W.F.I.;

Ovalle, A.R.C., 2012. Land-sea interface features on four estuaries on the South America Atlantic coast. *Brazilian Journal of Biology*, 72, (3, suppl.), 761-774, 1991.

BLANCO, J.A.; VILORIA, E.A.; NARVÁEZ, J.C.B. **Enso and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean.** *Stuarine costal and Shelf Science*, 166, 157-167, 2006.

BREUSCH, T.S. E A.R. PAGAN. **“A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation.”** *Econometrica*, 1287–1294, 1979.

CAMILONI, I.A., BARROS, V.R. **Extreme discharge events in the Paraná River and their climate forcing.** *Journal of hydrology*, 278, 94-106, 2003.

COELHO, V. **Paraíba do Sul: um rio estratégico.** Casa da Palavra, Rio de Janeiro, 336p, 2012.

COPPETEC (Fundação Coppetec, Laboratório de Hidrologia). **Plano estadual de recursos hídricos do estado do Rio de Janeiro, r3-b: temas técnicos estratégicos, rt-07 – estudos de avaliação de intrusão salina.** Governo do Estado do Rio de Janeiro/Secretaria de Estado do Ambiente/INEA, Rio de Janeiro, 75 p, 2013.

COTOVICZ JR., L.C.C., KNOPPERS, B.A., MIZERKOWSKI, B.D., STERZ, J.M., OVALLE, A.R.C., MEDEIROS, P.R.P. **Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil.** *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (4), 3297-3311, 2013.

CRUZ, A.C. **Análise de intervenções no sistema lagunar de Maricá-RJ com auxílio de modelagem hidrodinâmica ambiental.** M.Sc. thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

DÉRY, S.J., WOOD, E.F. **Decreasing river discharge in northern Canada.** *Geophysical Research Letters*, 32 (L10401), 1-4, 2005.

FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G. P., BARFORD, G.B., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S.C., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P.K. **Global consequences of land use.** *Science*, 309, 570-574, 2005.

GOMES, N.F. **Análises de circulação hidrodinâmica e de transporte de sal em um estuário hipersalino: Lagoa de Araruama – RJ.** M.Sc.thesis. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

GONÇALVES, G. M. **Dinâmica e fluxo de metais pesados nas frações particuladas e dissolvida no estuário do Rio Paraíba do Sul, RJ, sob diferentes condições de maré e vazão fluvial.** M.Sc. thesis. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2003.

HUGES, F.W., RETTRAY JR., M. **Salt flux and mixing in the Columbia River Estuary.** *Estuarine and Coastal Marine Science*. 10(5), 479-493, 1980.

JARQUE, C. M. E BERA, A. K. **Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals.** *Economics letters*, 6 (3), 255-259, 1980.

JUNK, W.J., PIEDADE, M.T.F., LOURIVAL, R., WITTMANN, F., KANDUS, P., LACERDA, L.D., BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A., NUNES DA CUNHA, C., MALTCHIK, L., SCHÖNGART, J., SCHAEFFER-NOVELLI, Y., AGOSTINHO, A.A. **Brazilian wetlands: their definition, delineation and classification for research, sustainable management and protection.** *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24, 5-22, 2014.

KENDALL, M.G. **Multivariate analysis.** Griffin, 2ª ed., 210 p, 1980.

LIU, W-C., LIU, H-M. **Assessing the impacts of sea level rise on salinity intrusion and transport time scales in a tidal estuary, Taiwan.** *Water*, 6, 324-344, 2014.

MARENGO, J. A., ALVES, L. M. **Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba do Sul.** São José dos Campos: INPE, 2005-05-12. (INPE ePrint sid.inpe.br/ePrint@80/2005/05/05-11.13.21). Page, <http://urblib.net/sid.inpe.br/ePrint@80/2005/05.11.13.21>, 2017.

MONTGOMERY, D. C., PECK, E. A. E VINING, G. G. **Introduction to linear regression analysis.** John Wiley & Sons, 2015.

MUNOZ, S.E., DEE, S.G. **El Niño increases the risk of lower Mississippi River flooding.** *Scientific reports*, 7 (n. 1772),1-7, 2017.

NICOLITE, M., TRUCOLLO, E. C., SCHETTINI, C.A.F., CARVALHO, C.E.V. **Oscilação do nível da água e a co-oscilação no baixo estuário do Rio Paraíba do Sul.** *Revista Brasileira de Geofísica*, 27(2), 225-239, 2009.

NILSEN, D.L., BROCK, M.A., REES, G.N., BALDIWIN, D.S. **Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia.** *Australian Journal of Botany*, 51(n.6), 655-665, 2003.

OLIVIERA, E.C. **Mudanças na Sedimentação do Delta do Rio Paraíba do Sul nos Últimos 40 Anos: Resultados do Manejo Excessivo.** In: Pereira, S.D., Rodrigues, M.A., Bergamaschi, S., Freitas, J.G. (Eds.) *Homem e as Zonas Costeiras - Tomo IV da Rede BrasPor*, Rio de Janeiro: Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), 172-178, 2015.

OVALLE, R.C., SILVA, C.F., REZENDE, C.E., GATTS, C.E.N., SUZUKI, M.S., FIGUEIRDO, R.O. **Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River, southeastern Brazil A.** *Journal of Hydrology*, 41,191-203, 2013.

PAGGIOLI, A.R., HORNER-DEVINE, A.R. **The sensitivity of salt wedge estuaries to channel geometry.** *Journal of physical oceanography*. 45, 3169-3183, 2015.

POTTER, I.C., CHUWEN, B. M., ROEKSEMA, S.D., ELLIOTT, M. **The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline.** *Estuarine coastal and Shelf Science*,87, 487-500, 2010.

RALSTON, D.K., GEYER, W.R., LERCZAK, J.A. **Structure, variability, and salt flux in a strongly forced salt wedge estuary.** *Journal of Geophysical Research*, 115, 1-21, 2010.

ROSON, G., ALVAREZ-SALGADO, X.A., PÉREZ, F.F. **A Non-stationary Box Model to Determine Residual Fluxes in a Partially Mixed Estuary, Based on Both Thermohaline Properties: Application to the Ria de Arousa (NW Spain).** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(3), 249-262,1997.

SONG, J.I., WOO, S.B. **Study on variability of residual current and salinity structure according to river discharge at the Yeongsan River Estuary, South Korea.** *Procedia Engineering*,116, 1002-1008, 2015.

SOUZA, W.F.L., KNOPPERS, B. **Fluxo de água e sedimento a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas.** *Geochimica Brasiliensis*, 17(1), 057-074, 2003.

STERZA, J.M., FERNANDES, L. F. **Distribution and abundance of Cladocera (Branchiopoda) in the Paraíba do Sul River Estuary, Rio de Janeiro, Brazil.** *Brazilian Journal of Oceanography* 54, 193–204, 2006.

VARGAS, C.I.C, VAZ, N., DIAS, J. M. **An evaluation of climate change effects in estuarine salinity patterns: Application to Ria de Aveiro shallow water system.** Estuarine, Coastal and Shelf Science 189, 33-45, 2017.

WOOLDRIDGE, J.M. **Econometric Analysis of Cross Section and Panel Data.** MIT Press, London, 2002.

YEOMANS, K., GOLDER, P. A. The Guttman-Kaiser Criterion as a Predictor of the Number of Common Factors. Statistician 31(3), 221-229, 1982.

YLÖSTALO, P., SEPPÄLÄ, J., KAITALA, S., MAUNULA, P., SIMIS, S. **Loadings of dissolved organic matter and nutrients from the Neva River into the Gulf of Finland – Biogeochemical composition and spatial distribution within the salinity gradient.** Marine chemistry, 186, 58-61, 2016.

YU, Y., ZHANG, H., LEMCKERT, C. **Salinity and turbidity distributions in the Brisbane river estuary, Australia.** Journal of hydrology, 516, 3338-3352, 2014.

CAPÍTULO 10

GESTÃO DO ECOSISTEMA MANGUEZAL NO BRASIL

Mônica Maria Pereira Tognella

Universidade Federal do Espírito Santo
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia
Ambiental, Bolsista Pesquisadora Capixaba
(FAPES Edital 06/2016)

Marielce de Cássia Ribeiro Tosta

Universidade Federal do Espírito Santo, Tutora
PET ProdBio

Gilberto Fonseca Barroso

Universidade Federal do Espírito Santo Programa
de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental

Maykol Hoffman

Universidade Federal do Espírito Santo, Curso de
Ciências Biológicas (Bacharelado)
Bolsista PET

Eduardo Almeida Filho

Universidade Federal do Espírito Santo, Curso de
Ciências Biológicas (Bacharelado)
Bolsista PET

INTRODUÇÃO

A gestão do Ecossistema Manguezal no Brasil, apesar dos esforços do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e seus órgãos vinculados Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ainda enfrenta dificuldades para que se torne uma política de

Estado efetiva haja vista as inúmeras pressões relacionadas à conservação deste ambiente que vão do âmbito econômico e político até a esfera social. O processo democrático recente que o Brasil passou permitiu a construção de uma política ambiental que resultou em extensas áreas de manguezal sendo conservadas ao longo do litoral brasileiro. Entretanto, isto não assegurou que, em pleno século XXI, o potencial econômico e ecológico deste ecossistema fosse reconhecido nas diferentes esferas políticas e econômicas, tanto no âmbito nacional quanto no local (municipal), a ponto de diminuir as pressões para a sua substituição ou supressão.

Por sua vez, no advento das políticas públicas internacionais voltadas para a conservação da biodiversidade, este ecossistema ficou à margem de outros biomas por causa da sua baixa diversidade específica (riqueza de espécies), principalmente no que diz respeito as espécies exclusivas, concentrando todo foco na Floresta Amazônica como resposta à política vigente no país no início dos anos 70 e 80 do século passado. Mais recentemente com o reconhecimento do papel fundamental deste ecossistema como sumidouro para o carbono atmosférico e como fonte de estoque de carbono subterrâneo suplantando as florestas

nos maiores domínios globais (Donato et al., 2011) houve um input na gestão política deste ecossistema como pode ser visto pela implantação de inúmeros programas nacionais que buscam sua conservação (aspecto que será abordado adiante).

Por outro lado, no que diz respeito aos conceitos ecológicos e conservacionistas associados ao termo biodiversidade, houve uma mudança de paradigma saindo do ponto focal riqueza de espécie para o entendimento de que a diversidade também está sustentada na variedade de habitats e na diversidade genética. Sob este aspecto, o manguezal passa a ser reconhecido como um ecossistema chave na paisagem costeira tropical de complexidade funcional e estrutural, bem como de importante sistema de provisão de serviços ecossistêmicos. Ressalta-se a elevada diversidade ecológica,, uma vez que sua ocupação na linha de costa ocorre em ambientes costeiros com geomorfologia diversa (i. e., deltas, lagunas, planícies de maré) e isto incrementa a diversidade de habitats nas distintas florestas de manguezal. Seu papel de conexão entre os biomas terrestre e marinho e o meio de transporte das espécies (migrações aquáticas, na sua maioria) promove a diversidade genética entre as populações nos mais diversos manguezais. A política conservacionista também se transforma passando de unidades de conservação isoladas para estratégias que procuram manter os fluxos entre populações. A abordagem contemporânea de corredores ecológicos mantém a conectividade entre sistemas exatamente como uma forma de assegurar a manutenção dos serviços providos pela biodiversidade. Somado a todos estes aspectos, reforçamos que as adaptações únicas da vegetação do manguezal, suas feições particulares nos diferentes sistemas costeiros que ocorrem são pontos fundamentais para a sua conservação.

O Brasil tem ao longo dos anos estabelecido diversas políticas para assegurar a conservação deste ecossistema. Estas ações evoluem da percepção proposta por Hardin (1968) de que os bens comuns devem ser regulados por administradores (Estado) para que não haja sua extinção, para outras abordagens como a de Ostrom (1990) que argumenta que os atores sociais, que dependem do recurso, podem administrá-lo de forma mais eficiente que o Estado uma vez que compreende os benefícios que recebe deste bem comum. Dentro deste contexto, os objetivos deste capítulo são aborda as legislações que viabilizaram a conservação dos manguezais brasileiros assegurando uso do bem comum pelas comunidades tradicionais que dele vivem e quais são estes bens que desta forma contribuem também para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e como isto está sendo viabilizado pelas políticas públicas vigentes.

BREVE HISTÓRICO DO APARO LEGAL SOBRE A GESTÃO DO ECOSSISTEMA MANGUEZAL

No que diz respeito a legislação, o Brasil tem desde a metade do século XVIII norma que impedia a extração da madeira do mangue sem autorização da Coroa

Portuguesa nas Capitanias do Rio de Janeiro, Pernambuco, Santos, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará. A solicitação de restrição de uso foi feita pelos proprietários das fábricas de curtume de couro do Pernambuco, que utilizavam o córtex das árvores para a produção de tanino, produto adstringente (fenólico) empregado na preparação e preservação do couro dos animais. Em detrimento deste processo de manufatura e comercialização que exportava o produto para a Europa, o Rei de Portugal D. José emitiu este Alvará por força de Lei em 10 de julho de 1760 (Hamilton e Snedaker, 1984), sendo, portanto, a primeira Lei para conservação dos manguezais brasileiros ainda que seja sob viés econômico.

Esta normativa definia a forma de gestão pública dos manguezais brasileiros, ainda que a conservação do ecossistema fosse em detrimento de poucos. O referido Edital Real (Hamilton e Snedaker, 1984) ainda versava sobre a permissão do corte das árvores, se e somente se, já tivesse sido efetuado a retirada do córtex (“casca” das árvores) para a extração do tanino. Pode-se dizer que D. José procurou por meio do Alvará diminuir a Tragédia dos Comuns, termo empregado por Hardin (1968) para discutir o uso indiscriminado dos bens públicos de acesso livre. Ao regular o uso, o Alvará impedia que o bem comum fosse utilizado de outras formas menos rentáveis para a Coroa Portuguesa, como a lenha, e que a demanda pelo produto pudesse acarretar em eliminação deste Capital Natural da colônia.

Durante o Governo de Getúlio Vargas, o Decreto Nº 23.794 de 23 de janeiro de 1934 instituiu o Código Florestal que foi editado pela Lei 4.771 em 1965. O Decreto diferenciava as florestas em 4 categorias: protetoras, remanescentes, modelo e de rendimento (www.planalto.gov.br). Em seu Artigo 80, o Decreto estabelece que as florestas classificadas como protetoras ou remanescentes são também enquadradas como de conservação permanente, inalienáveis. Os manguezais se enquadravam em todas as definições de florestas dada para estas duas classificações e no seu Artigo 550, o Decreto veta a caça e pesca em ambas categorias.

Outra legislação que contribuiu para a manutenção dos manguezais brasileiros, também data de 1934, é o Decreto Nº 24.643, de 10 de julho que regula o uso da água no Brasil (Código das Águas) com execução competente do Ministério da Agricultura (site do Planalto acessado em 10/02/2019). Este Decreto enquadra como águas públicas de uso comum, no seu Artigo 10, os mares territoriais, incluindo baías, enseadas, golfos e portos. Só neste âmbito temos o manguezal assegurado como parcialmente protegido pela forma da Lei e, o Código das Águas, no seu Artigo 130, enquadra como bem público os terrenos de marinha banhados pela água do mar ou do rio até 33 metros continente a dentro a partir do ponto que chega o preamar médio (definida pela média das marés altas). Entretanto, a Lei de 16 de novembro de 1831 (site do Planalto acessado em 10/02/2019), no período da Regência de D. Pedro II, no seu Artigo 510, Inciso 14, permite que as Câmaras Municipais decidam sobre o uso dos terrenos de marinha. Esta brecha na Lei vem sendo mantida até hoje, com o argumento de uso para fins sociais, colocando em risco a manutenção do manguezal

em muitas áreas costeiras.

Já no Governo de Eurico Dutra, o Decreto Lei Nº 9.760 de 5 de setembro de 1946 que dispõe sobre os bens imóveis de União, define novamente terrenos de marinha tomando ainda como base a Linha de Preamar de 1831 (site do Planalto acessado em 10/02/2019) e estabelece que a delimitação dos mesmos será de competência do Serviço de Patrimônio da União (SPU), aspecto que permanece até hoje, neste momento, vinculado ao Ministério da Economia (www.planejamento.gov.br). A definição atual da linha de Preamar de 1831 tem sido alvo de muitas discussões judiciais para delimitação de áreas e cobrança de impostos territoriais, gerando em alguns casos conflitos sociais.

O Código da Florestal de 1934 é alterado em 1965, tornando-se um excelente mecanismo legal para a conservação dos manguezais brasileiros, institui as áreas de preservação e as reservas legais. Estas alterações foram importantes, pois até 1965 as legislações ambientais tinham um viés utilitarista, onde a conservação estava sempre atrelada as questões econômicas que os recursos provinham. O Código Florestal de 1965 surge numa perspectiva de alterações globais sob um novo enfoque do meio ambiente como um componente importante na preservação da Biosfera. São resultados dos precursores na conservação ambiental como Aldo Leopold preocupado com as extinções das espécies em massa após a Revolução Industrial, reconhecendo a sociedade como responsável, passa a discutir uma ética para o meio ambiente (1949); com Raquel Carson (2010) lançando seu livro Primavera Silenciosa, em 1962, onde aborda os prejuízos e impactos ao meio ambiente e à saúde pública com o uso indiscriminado de pesticidas/inseticidas à base de DDT (diclorodifeniltricloreto). Diante disto, no final da década 60 do século passado e início dos anos 70 vemos as ascensões internacionais do Clube de Roma, Convenção de Estocolmo, Convenção Ramsar, Relatório Brundtland que resulta no Rio 92 e todas as demais convenções que são oriundas e/ou concomitantes à Convenção da Diversidade Biológica.

Neste contexto, o Brasil, saindo da ditadura militar, busca estabelecer no cenário internacional a importância do seu Capital Natural e na Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 é reservado um capítulo para tratar exclusivamente do Meio Ambiente que tornou durante muitos anos o Estado Brasileiro como uma referência internacional na legislação ambiental.

Associada a Constituição, duas outras legislações foram importantes para assegurar a conservação dos manguezais no Brasil, a Lei Nº 6.902 de 27 de abril de 1981, que dispõe sobre a criação das Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental, e a Lei Nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, definindo a Política Nacional do Meio Ambiente. Esta política evolui e, em 1984, o Decreto Nº 89.336 de 31 de janeiro versa sobre as Reservas Ecológicas e Áreas de Relevante Interesse Ecológico (Milaré, 1991). Outras legislações voltadas para a fiscalização e para responsabilização por danos ao meio ambiente constituíram ferramentas importantes para coibir os danos ambientais que ocorriam nas áreas costeiras e, conseqüentemente, sobre os

manguezais.

Após inúmeras polêmicas vinculadas principalmente pela incompatibilidade de uso entre os sistemas econômicos e de produção com a conservação e preservação dos recursos naturais foi sancionada pela Presidenta da República Dilma Rouseff a Lei Nº 12.651 de 25 de maio de 2012, constituindo-se o novo Código florestal brasileiro. Esta nova legislação assegura a conservação dos manguezais como área de proteção permanente, passível de ser suprimida para fins de interesse social, mas separa do ecossistema manguezal uma importante feição (habitat) que são os apicuns e clareiras, bastante comuns nas regiões cujo clima apresentam durante mais de três meses ao ano déficit hídrico. Define ainda que os apicuns podem ser utilizados para a carcinocultura, desta forma, é o Estado intervindo numa das mais importantes funções ecológicas dos manguezais que é a conectividade entre sistemas e com isto inviabilizando a manutenção dos seus fluxos energéticos. Os interesses econômicos suplantaram nesta legislação o uso do bem comum regrado para todos de acordo com Hardin (1968) e também a administração do recurso pelos principais atores envolvidos (Ostrom, 1990), promovendo desta forma diversos conflitos sociais.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Sob o arcabouço legal, as unidades de conservação são o suporte encontrado para a manutenção dos manguezais, restringindo uso e assegurando o bem comum, ainda que prevaleça o interesse econômico na legislação. E foi, principalmente, a base social que assegurou e implementou muitas das unidades de conservação que existem.

O Brasil já foi considerado como tendo a maior área de manguezais do mundo com 2.500.000 ha (Hamilton e Snedaker, 1984), dados de 2010 informam que os manguezais brasileiros têm uma área de 1.299.947 ha (Spalding, Kainuma e Collins, 2010) ou de aproximadamente 1.071.083,74 ha segundo Magris e Barreto (2011). De qualquer forma, ainda que nos dados da década de 80 incorressem em muitos erros pela qualidade e acurácia dos sensores dos satélites no mapeamento de manguezais por sensoriamento remoto, houve uma perda significativa de áreas de manguezal no Brasil, assim como em outros países do mundo. Hamilton e Snedaker (1984) listam 22 países com áreas de manguezal, neste censo o Brasil era o país com maior extensão de manguezal e a Austrália ocupava o terceiro lugar, sendo na ocasião um dos países com maior renda per capita entre aqueles que possuem manguezal. Em 2010, Spalding e colaboradores definem uma lista com 12 países, deste 11 são comuns com aquela apresentada por Hamilton e Snedaker (1984), entretanto, alguns países tiveram perdas significativas de extensão como foi o caso do Brasil sendo substituído pela Indonésia como o país com maior área de manguezal. Estes 11 países em comum (Indonésia, Brasil, Austrália, Nigéria, México, Malásia, Mianmar, Bangladesh, Índia, Papua Nova Guiné e Colômbia) detinham 102.653,80 km² dos manguezais mundiais e hoje detêm

99.608 km². Ainda que possamos pensar na questão da acuidade e das técnicas de sensoriamento remoto e sensores para a quantificação das áreas de manguezais na década de 80 do século passado e no presente, pode-se notar que muitas áreas de manguezal foram convertidas para carcinicultura, infraestrutura portuária e mesmo para habitação em muitos países. Poucos foram aqueles entre os 11 países em comum que tiveram aumento em área quando comparados com dados pretéritos.

Para assegurar a preservação de sua diversidade biológica, o Brasil possui 2.201 UCs incluindo as de caráter privado, sendo 295 no âmbito municipal, 908 na esfera estadual e 998 da Federação, contemplando 18,59% da área terrestre e 26,42% da área marinha sob proteção (www.mma.gov.br). No âmbito federal, são 150 UCs enquadradas como de proteção integral, correspondendo a 6,82 % das UCs e, em termos de território protegido, contempla 4,51 % da área continental e 3,29 % da marinha. As áreas federais de uso sustentável integram 848 unidades perfazendo 4,84 % da área continental protegida e 22,09 % do ambiente marinho e 38,57% do total de UCs brasileiras. Os biomas como maior representação de unidades de conservação de uso sustentável (31,71 % do total) nas três esferas de poder são aqueles da Amazônia e Marinho.

Em relação ao número total de UCS, o estado da federação que possui a maior representatividade é o Rio de Janeiro, seguido de Minas Gerais, São Paulo, Bahia e Espírito Santo. No âmbito municipal, Rio de Janeiro continua com o maior número e na sequência vem Minas Gerais, São Paulo, Espírito Santo e Santa Catarina, nesta relação a Bahia ocupa o 14^o lugar. O Estado com maior número de UCs de uso sustentável sob governança federal, a Bahia se destaca sendo os primeiros cinco colocados: Minas Gerais, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Goiás. Os estados com maior número de UCs de proteção integral federais são Bahia e Amazonas (www.mma.gov.br).

No que diz respeito ao ecossistema manguezal exclusivamente há 60 UCs com áreas integrais de manguezal (dados de 2016) ou que mantêm conectividade entre manguezais protegendo este ecossistema ao longo de todo litoral brasileiro (Tabela 1). O levantamento das UCs para a elaboração da tabela 1 foi realizado no site do MMA e Spalding, Kainuma e Collins (2010), entretanto, envolve somente as unidades de conservação sob governança federal.

Estado	Categoria	Quantidade	Área total (Km ²)
Alagoas	APA	2	4.133,7804
	RESEX	1	101,9657
Amapá	PARNA	1	6.573,2864
	ESEC	1	587,5608
Bahia	REBIO	1	3.924,6824
	PARNA	1	879,6328
	RESEX	4	3.013,3583
Ceará	REVIS	2	241,6052
	PARNA	1	88,6285
Espírito Santo	RESEX	1	6,0144
	APA	1	1.149,8420
	REVIS	1	177,4944
Maranhão	REBIO	1	7,8467
	PARNA	1	1.565,8286
Pará	RESEX	2	2.122,1500
	RESEX	12	3.670,2879
Paraíba	APA	1	149,1690
	ARIE	1	57,6948
	FLONA	1	1,1462
	RESEX	1	66,7663
Paraná	APA	1	2.824,4338
	ESEC	1	43,7011
	PARNA	1	338,6046
Pernambuco	APA	1	1.543,8087
	PARNA	1	109,2920
	REBIO	1	5,6257
Piauí	APA	1	3.095,8649
	APA	3	1.968,7441
Rio de Janeiro	ESEC	1	19,3623
	PARNA	1	149,1935
	REBIO	1	351,8617
Rio Grande do Norte	APA	2	1.593,0163
	ESEC	1	7,5933
Santa Catarina	RESEX	1	17,1210
	APA	1	2.023,0843
São Paulo	ARIE	1	0,6518
	ESEC	2	41,9131
	RESEX	1	11,7781
Sergipe	REBIO	1	41,1025
TOTAL		60	42.705,4936

Tabela 1 – Unidades de Conservação no âmbito federal protegendo ou conectando áreas de manguezal no litoral brasileiro.

A forma de proteção dos manguezais predominante são as Áreas de Proteção Ambiental (APA) e as Reservas Extrativistas (RESEXs) com 14 e 23 unidades, respectivamente, reforçando o caráter menos restritivo de uso. Ao longo do litoral paraense há 14 RESEXs assegurando a gestão compartilhada dos recursos naturais entre o Estado e as comunidades tradicionais e, com isto, mantendo íntegra a maior área contínua de manguezais do mundo, com 6.516 km² (Spalding et al., 2010) entre as longitudes de 048° 30' W e 043° W (MMA, 2008). O estado do Pará juntamente com a Bahia são aqueles que possuem o maior número de unidades de conservação em áreas de manguezal. Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe são os estados da federação com menor número de unidades de conservação.

A primeira Reserva Extrativista em área de manguezal foi a do Pirajubaé (Florianópolis - SC) estabelecida em 1992 pelo Decreto Federal nº 533 de 20 de maio, sendo uma demanda provocada ao IBAMA pelos coletores do molusco berbigão (*Anomalocardia brasiliensis* (Gmelin, 1791)) que já possuíam plano de manejo deste recurso desde a década de 70. Estudo de Vizinho e Tognella-De-Rosa (no prelo) informa que em 1998 mais de 70% dos extrativistas da reserva vinham de gerações familiares na atividade e que metade deles dependiam exclusivamente do recurso como forma de sobrevivência. As mulheres destas famílias tinham papel fundamental

no processamento do pescado, participando dos procedimentos de limpeza, descascamento, cozimento e embalagem do produto final.

Esta conquista social foi bastante lenta em outras regiões do país, havia pressão econômica e acadêmica para que as reservas não se efetivassem. Um lado pela restrição de uso dos grandes empreendedores, do empoderamento dos grupos sociais e pela academia e órgãos gestores por entenderem que o uso pelas comunidades acarretaria na tragédia dos comuns. Com isto, somente em 2000 houve implantação de outras RESEXs no litoral brasileiro (MMA, <http://www.mma.gov.br>), sendo criadas nos Estados da Bahia (RESEX Marinha Bahia do Iguape e RESEX Marinha do Corumbá) e Maranhão (Resex Marinha do Delta do Parnaíba). A reserva marinha do Soure foi a primeira RESEX do Pará, sendo implementada por Decreto em 2001. Por outro lado, as dificuldades financeiras dos órgãos gestores, a ausência de técnicos nos seus quadros funcionais e os conflitos sociais característicos das relações interpessoais por causa de seus múltiplos usos faz com que poucas unidades de conservação de uso sustentável tenham seus planos de manejos estabelecidos.

Os órgãos gestores buscando avançar na conservação dos recursos naturais e da biodiversidade brasileira ampliaram as categorias de proteção, implantando políticas públicas internacionais. E no que diz respeito a conservação dos manguezais para o estabelecimento de zonas de amortecimento e de conectividade entre áreas, o Brasil possui seis sítios Ramsar (www.mma.gov.br), sendo: APA das Reentrâncias Maranhenses (1993), Parque Nacional do Cabo Orange (2013), Estação Ecológica de Guaraqueçaba (2017), APA Cananéia-Iguape-Peruíbe (2017), APA Estadual de Guaratuba (2017), Estuário do Rio Amazonas e seus manguezais (regional, 2018). Esta última área envolve três estados da federação (Amapá, Pará e Maranhão) dando continuidade à outras áreas protegidas (RESEX) e entre outros Sítios Ramsar (<https://rsis.ramsar.org>). Os corredores e os mosaicos ecológicos também fazem parte deste contexto e para dar salvaguarda aos manguezais em âmbito federal existem os Mosaico do Extremo Sul da Bahia, da Foz do Rio Doce e o Corredor Central da Mata Atlântica (Bahia e Espírito Santo). Estes, junto com o PARNA Marinho de Abrolhos, Mosaico dos Manguezais Capixabas (Grande Vitória - ES, âmbito estadual) e a recém criada APA de Trindade e Martins Vaz (www.icmbio.gov.br) vão manter a conectividade do ambiente marinho e dos manguezais na linha de costa brasileira numa grande extensão do Atlântico Sul.

FLORA

O Brasil possui baixa diversidade específica no que diz respeito a vegetação. No litoral brasileiro ocorrem quatro gêneros e sete espécies, sendo:

- *Avicennia germinans* L. (Figura 1) com distribuição até o Rio Itabapoana (RJ) (Schaeffer-Novelli, 1991);



Figura 1: Florestas de *A. germinans*, destaque para morfologia da folha e propágulos.

- *A. schaueriana* Stapf & Leechman ex Mold. (Figura 2) que ocorre ao longo do litoral brasileiro até Laguna (SC) (Soares et al., 2012);

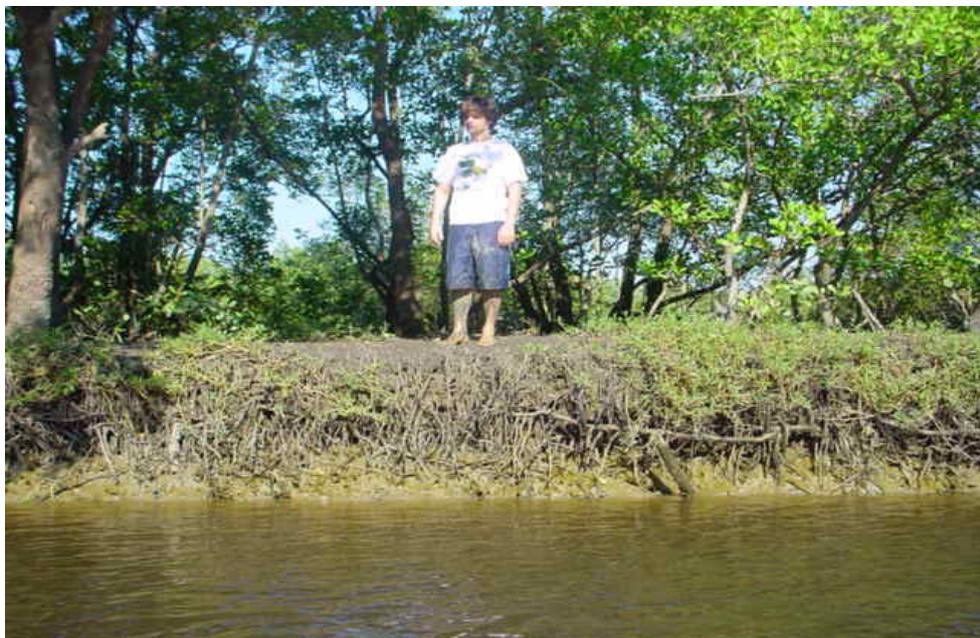




Figura 2: Floresta de *A. schaueriana* com detalhe dos sais na superfície da folha.

- *Rhizophora mangle* L. (Figura 3) também com distribuição ampla no litoral até Praia do Sonho em Palhoça (SC) (Tognella et al. 2016);



Figura 3: Florestas de *R. mangle* e detalhe dos propágulos.

- *R. racemosa* G. F. W. Meyer apresenta distribuição mais restrita com registro até o Rio Grande do Norte no litoral brasileiro (Spalding, Kainuma e Collins, 2010);
- *R. harrisonii* Leechman ocorrendo até litoral maranhense (www.catalogueoflife.org/worldplants);
- *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. fil. (Figura 4) com distribuição no litoral brasileiro até Laguna (SC) (Soares et al. 2012);



Figura 4: Florestas de *L. racemosa* com detalhe do pedúnculo da folha, característico da espécie.

- *Conocarpus erectus* L. (Figura 5) com distribuição até o Paraná no Brasil (Lisingen e Cervi, 2007).



Figura 5: Detalhe da inflorescência e das sementes.

As espécies típicas e classificadas como mangue são aquelas que possuem caracteres morfológicos, fisiológicos e anatômicos para colonização de ambientes salinos e conseqüentemente para o grupo das Angiospermas, com estresse hídrico (Tomlinson, 1986; Larcher, 2006; Pascoalini et al. 2014). Essas adaptações envolvem mecanismos de extrusão e exclusão dos sais, sendo exemplo do primeiro a presença de glândulas de sais (Tomlinson, 1986) e do segundo o processo de ultrafiltração pelas raízes (Scholander, 1968) no que diz respeito a alguns comportamentos fisiológicos das espécies.

Aspectos ecofisiológicos das plantas de mangue foram revisados em Pascolini et al. (2014). Em relação à anatomia, as espécies de mangue possuem folhas com anatomia similar àquela das plantas xerófitas, isto é, hipoderme, cutícula espessa, pelos entre outros. Morfológicamente, possuem estruturas para amenizar as condições de baixo oxigênio no solo, como os pneumatóforos e os rizóforos (raízes escoras) que também atuam na diminuição da energia hidráulica provocada pelas marés e ondas (Figura 6).



Figura 6: Rizóforos de *R. mangle* e pneumatóforos de *L. racemosa*.

FAUNA

Os manguezais, ao contrário do que ocorre com a flora, não possuem espécies exclusivas deste ecossistema, funcionando como área de procriação, descanso e alimentação de várias espécies que vão desde dulcícolas, terrestres, marinhas até

aquelas exclusivamente estuarinas. Desta forma, o ambiente torna-se importante ecologicamente por manter a conectividade entre habitats, sendo um dos seus mais significantes serviços ecossistêmicos.

Apesar das inúmeras espécies de fauna que ocorrem no manguezal, mas dentre os maiores destaques tanto sob o ponto vista ecológico quanto econômico estão os crustáceos (decapodas) com hábitos terrestres e semi-terrestres (Melo, 1996) e os moluscos (ostras, sururus, turú, berbigão). Os caranguejos (decapodas) são considerados como engenheiros do ecossistema (aquelas espécies que desempenham papel importante na formação de suas comunidades (Miller e Spoolman, 2013)), pois suas tocas promovem a oxigenação das camadas mais profundas do sedimento, permitem a entrada de água da maré durante as enchentes e com isto reduzem a energia das águas que ao vazar carrega matéria orgânica decomposta.

Das espécies de crustáceos de interesse comercial, destacam-se *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), o caranguejo-uçá (Figura 7), e *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (guaimum, figura 8) que são coletados por comunidades tradicionais ao longo do litoral brasileiro, e por isto estão em vários estados com forte risco de diminuição de suas populações. Ambas possuem seu limite de distribuição o estado de Santa Catarina, sendo *U. cordatus* até Laguna (Melo, 1996) e *C. guanhumi* até Florianópolis (Branco, 1991). O estudo de Branco (1991) relata a presença desta espécie no manguezal do Itacorubi e identifica expansão da espécie que tinha sua distribuição austral no estado de São Paulo (Melo, 1996). Esta espécie encontra-se criticamente em perigo tendo sido colocada na lista vermelha das espécies brasileiras ameaçadas de extinção (MMA, 2016) constando na Portaria Nº 445 de 17 de dezembro de 2014.



Figura 7: Indivíduo macho de *U. cordatus*.



Figura 8: Indivíduo fêmea de *C. guanhumi*.

No Espírito Santo, a captura do *C. guanhumi* era proibida em todo litoral, por sua vez, *U. cordatus* só se encontra protegido na ocasião da reprodução e da andada (defeso) como no restante do litoral brasileiro. Ambos são consumidos em todo litoral brasileiro fazendo parte da cultura alimentar principalmente dos estados das regiões nordeste e norte, onde sobrevivem inúmeras famílias de extrativistas.

Goniopsis cruentata (Latreille, 1803), o aratú (Figura 9), é outra espécie de caranguejo que também contribui para a economia de famílias de extrativistas, entretanto possui menor demanda econômica pela população. Os estados da região nordeste tem maior demanda deste crustáceo para alimentação.



Figura 9: Caranguejo arborícola *G. cruentata* com um peixe na quela.

Os siris do gênero *Callinectes* (Stimpson, 1860) ocorrem em abundância nos canais que drenam os manguezais e nos corpos hídricos estuarinos, agregando renda as famílias ribeirinhas (Figura 10).



Figura 10: Exemplos de *Callinectes danae* (Smith, 1869) coletados para estudos populacionais.

Em relação aos moluscos, as ostras *Crassostrea mangle* (Amaral e Simone, 2014) são importantes na filtração e manutenção da qualidade da água do ambiente estuarino (Leite et al., em submissão), além de ser um recurso econômico alimentar significativo (Figura 11), principalmente nas cidades litorâneas. Esta espécie tem sua distribuição restrita aos manguezais brasileiros ocorrendo do Pará a Santa Catarina e *C. rhizophorae* (Guilding, 1828) aos manguezais caribenhos (Amaral e Simone, 2014).



Figura 11: Moradora de comunidade vizinha ao manguezal com ostras coletadas sendo lavadas.

Na região sul, o manguezal do Rio Tavares (Florianópolis) possui uma população

bastante expressiva de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791), o berbigão, que foi explorada durante muitos anos tendo seu plano de manejo definido pela comunidade junto como o biólogo Ernesto Tremel (Tremel, 1994). Este molusco é comercializado em outros locais do Brasil como o Rio Grande do Norte e Bahia (Rodrigues, Borges-Azevedo e Henry-Silva, 2010) e ocorre em habitats (bancos arenosos) que em alguns estuários estão associados aos manguezais (Figura 12), mas sua distribuição austral é até o Uruguai (Rios, 1994).



Figura 12: Moluscos coletados pela comunidade como forma de alimento.

Os moluscos decompositores de madeira da Família Teredinidae (Ruppert, Fox e Barnes, 2005) ocorrem associados aos troncos das árvores de mangue e contribuem para a decomposição deste material em longo prazo. Ingressam na árvore viva como larva e vão se desenvolvendo (Ruppert, Fox e Barnes, 2005), mantendo-se ativos mesmo após a morte e queda das mesmas (Figura 13). A distribuição e ocorrência destes moluscos ainda é incipiente no Brasil tendo sido já reportado por Muller e Lana (1986).



Figura 13: Conchas de *C. mangle* e de moluscos da F. Teredinidae, detalhe da parte superior do

USOS E COSTUMES

Das espécies que ocorrem nos manguezais brasileiros, a *R. mangle* é amplamente utilizada desde a época do Brasil Colonial (vide item amparo legal). Ao longo do litoral brasileiro, esta espécie foi explorada para a produção de tanino utilizado primeiro na indústria de curtume de couros. Souza Sobrinho et al (1969) identificam como redução do domínio da espécie no manguezal a coleta de folhas para a produção de tanino na década de 40 (século XX). Outra forma de utilização do tanino é na impermeabilização das panelas de barro, o estado do Espírito Santo é famoso na produção de suas panelas e esta tradição data de mais de 400 anos, sendo oriunda da cultura indígena (www.vitoria.es.gov.br). A espécie é conhecida como mangue vermelho, tinteira, verdadeiro de acordo com a região do Brasil (Schaeffer-Novelli, 1991;

A espécie *L. racemosa* é bastante utilizada como estrutura de construção devido ao tipo de fuste que desenvolve e a qualidade da madeira de mangue. A densidade das madeiras das espécies de mangue é alta (Tomlinson, 1986), tornando esta madeira bastante resistente e que não enverga com o tempo. Com isto é utilizada para construção de cercas e de artefatos pesqueiros (Figura 14). Nas áreas metropolitanas onde ocorrem manguezais esta é uma das espécies mais sujeita a corte (Zamprogno et al. 2016). Esta espécie permite a colonização de inúmeros líquens e fungos que lhe confere uma coloração esbranquiçada, sendo por isto conhecida como mangue-branco.



Figura 14: Mourão de cerca feito com troncos da espécie *L. racemosa*, reconhecimento feito pela coloração da madeira e pelas fissuras do córtex.

Em outros países, assim como em algumas localidades do Brasil ainda que seja

proibido por Lei, a madeira do mangue é utilizada para a produção de cercas, carvão vegetal, caibros, forragem para animais entre outros meios. Na região asiática, as florestas do gênero *Avicennia* são utilizadas para o cultivo de colméias de abelhas para produção de mel (Hamilton e Snedaker, 1984). Na RESEX de Canavieiras (BA) existe um extrativista que trabalha com a produção de mel, o material coletado resulta no mel, balas, própolis e mais recentemente geléia real (Tognella obs. pes.). Desta forma, agregando valor econômico ao ecossistema sem interferência, mas ao contrário contribuindo para o aumento da produtividade por meio de agente polinizador. Sua nomenclatura mais comum ao longo das regiões brasileiras é mangue preto tendo em vista que seu tronco não permite a proliferação de líquens e fungos. Em outros locais também é conhecida como siriúba.

Em relação a fauna, os hábitos e costumes diferem de região para região ao longo do litoral brasileiro. Aqueles de importância comercial são amplamente utilizados na culinária nacional, tendo cada estado e região receitas próprias e preferenciais na sua tradição. Por exemplo, no estado do Espírito Santo (relatos orais de comunidades) não se come o aratú, pois este caranguejo seria contaminado por comer até defunto. Na Bahia, a moqueca deste caranguejo é bastante apreciada.

Em Santa Catarina, a cultura açoriana demanda uma preferência para os moluscos e camarões, sendo estes recursos pesqueiros presentes em inúmeros pratos. Os estados do nordeste têm uma forte ênfase na utilização dos caranguejos, sendo a torta capixaba uma boa referência de consumo cultural. No norte os moluscos da Família Teredinidae são consumidos *in natura* ou em caldos, inclusive para tratamento de doentes e idosos. Em outras regiões do Brasil há repulsa destes moluscos devido a sua morfologia, semelhante a vermes (Figura).

As comunidades ribeirinhas que vivem próximas ao manguezal também se apropriam da região como alternativa de lazer e de alimentação (Figura 15).





Figura 15: Registros das interações ao longo do litoral brasileiro das comunidades ribeirinhas com os manguezais.

AMEAÇAS

Embora ocorram inúmeras ameaças às espécies de mangue, aquelas que se distribuem no território brasileiro são enquadradas na Lista de Espécies Ameaçadas da União Internacional para Conservação da Natureza (UICN) como de baixo risco na categoria LC (Least Concerned ou Pouco Preocupante). Os principais usos são como combustível (lenha, carvão vegetal) e para construção (caibros, mourões), algumas localidades utilizam as espécies *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle* também para fins comerciais (Ellison, Farnworth e Moore, 2010a; 2015).

Lamentavelmente, apesar de não estarem entre as espécies de plantas com maiores problemas de conservação, os estudos indicam que as populações destas espécies que ocorrem no Brasil estão em declínio, sendo a ocupação das áreas de manguezal nos litorais para urbanização (Figura 16) a principal responsável (Ellison, Farnworth e Moore, 2010a; b; c; 2015). Poluição orgânica e industrial atingem principalmente as espécies *Avicennia schaueriana* (Ellison, Farnworth e Moore, 2010b) e *Laguncularia racemosa* (Ellison, Farnworth e Moore, 2010c; Zamprognio et al. 2016).





Figura 16: Despejo de lixo nas áreas de manguezal, corte de árvores para construção de armadilhas pesqueiras e despejo de esgoto doméstico nos corpos hídricos.

Outro aspecto relevante são as ameaças provocadas pela contaminação das áreas de manguezal por efluentes domésticos e industriais que vão impactando principalmente a fauna. A captura desordenada de espécies, o esforço excessivo de captura, a ausência de respeito a legislação (captura em época de reprodução e desova) são causas relacionadas as comunidades que se utilizam do recurso e até daqueles que não dependem do produto para sua subsistência, mas que exercem a captura nos momentos proibidos por serem presas mais fáceis.

ECONOMIA

No que diz respeito a contribuição econômica do manguezal por sua produção de bens e serviços ecossistêmicos, a utilização de galhos e troncos das árvores de mangue para construção de cercos fixos para captura de peixes, técnica pesqueira comum em diversas regiões do Brasil, contribuía para redução dos custos de implantação deste apetrecho pesqueiro em US\$ a unidade (Tognella, 1995). Quando se avalia a árvore como um produtor de habitat para espécies (ostras, caranguejos, aves, entre outros) a forma encontrada para quantificar o valor econômico deste serviço foi avaliando o valor de um bem substituto, isto é, outras árvores com comercialização e que realizam o mesmo papel do mangue nas comunidades tradicionais. Esta opção foi feita para não induzir a comercialização, mas para avaliar a importância dos bens provenientes do manguezal na subsistência de comunidades tradicionais. Tognella

De Rosa (2000) e Tognella De Rosa et al. (2004) avaliando a produção de madeira nos manguezais da Baía de Babitonga (litoral norte de Santa Catarina) e do Rio Tavares em Florianópolis (SC) estimou o papel do manguezal como fonte de material para construção de comunidades tradicionais como sendo de US\$ 81,588.91 e US\$ 70,950.20 por hectares, respectivamente (dados de 2000). Esta diferença de valor do hectare é resultado da diferença de estrutura que existe entre as florestas de mangue entre regiões e dentro da mesma região.

G. cruentata é outra espécie bastante comercializada no país (Santos, Botelho e Ivo, 2001), entretanto, não apresenta a demanda observada para as outras duas espécies de caranguejos (Tognella obs. pes.). Em Pernambuco, o quilo da carne (entre 150 a 300 indivíduos) deste crustáceo processada era vendida entre R\$ 10,00 a R\$ 15,00 e a corda de 12 indivíduos ao preço de R\$ 1,00 a R\$ 2,00 (Santos, Botelho e Ivo, 2001). Neste estado o guaiamum (*C. guanhum*) era comercializado a R\$ 0,30 por indivíduo gerando uma renda média semanal por extrativista em 2000 de R\$ 25,00 (Botelho, Santos e Souza, 2001).

O *U. cordatus* em Santa Catarina, onde a população do caranguejo possui baixa densidade por área de manguezal e a demanda como alimento é pequena, gerou um valor agregado de US\$ 9,469,69 ha/ano (dados de 2000), sendo a dúzia deste recurso vendido a US\$ 5.68 (Tognella-De-Rosa et al. 2006). Firmo et al (2017) avaliando a contribuição deste recurso para famílias de extrativistas quantificaram entre US\$ 2.68 a 5.38 o preço da corda contendo entre 10 a 12 caranguejos. A menor oferta do recurso no sul do país leva a maior valor, pois havia um número pequeno de coletores explorando este recurso em Florianópolis (manguezal do Rio Tavares).

Por outro lado, o berbigão em Santa Catarina agregava ao manguezal valor de US\$ 307.68 ha/ano. Os dados obtidos pelos dois recursos não podem ser comparados como havendo maior ou menor contribuição do mesmo. O tamanho dos indivíduos, formas de apreciação e, principalmente, área de distribuição no manguezal são distintas, levando a menor produção de berbigão por área de manguezal do Rio Tavares.

Cabe destacar que estes valores econômicos representados pelo preço dado ao recurso pelo mercado são apenas referenciais da contribuição dos manguezais na economia informal e o quanto isto poderia representar de Capital Natural agregado ao Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro. A especificidade de uso dos manguezais e também da diversidade de espécies ao longo do litoral brasileiro tornam difícil a quantificação econômica do valor dos manguezais, sem levar em consideração ainda todos os valores intrínsecos deste ecossistema. Por exemplo, o serviço de proteção da linha de costa da Península da Malásia pelos manguezais contra a erosão, inundações e tempestades tropicais pode chegar a US\$3 milhões/km de costa (Moberg e Rönnback, 2003).

POLÍTICAS PÚBLICAS

O Meio Ambiente foi instituído como uma política de Estado na década de 80 do século passado cujo marco foi a Constituição de 1988. Nesta ocasião, entre os constituintes haviam pioneiros na defesa do Meio Ambiente e que resultou na criação das Secretarias Estaduais de Meio Ambiente tanto no Paraná quanto em São Paulo, associado a isto houve o fortalecimento na defensoria pública do Meio Ambiente.

Esta etapa juntamente com o cenário internacional promoveu um avanço na conservação dos biomas brasileiros, ainda que muito tenha ocorrido como contrapartida de acordos internacionais. No que diz respeito ao manguezal, houve um fortalecimento das comunidades tradicionais com a criação do Conselho Nacional de Povos Tradicionais (CNPT), vinculado ao ICMBio, que provocou um avanço na conservação dos territórios dos coletores/extrativistas associados aos manguezais e aos recursos marinhos.

Após a conquista e o fortalecimento das lideranças, os órgãos ambientais juntamente com a academia puderam avançar nas conquistas das políticas públicas voltadas aos manguezais. Foram definidos os Planos Nacionais para a conservação das espécies de interesse econômico e do ecossistema, isto é, a proposta de Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul (MMA, 2011) e do PAN Manguezal (Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Manguezais) instituído pela Portaria Nº 09 de 29 de janeiro de 2015. Este último foi elaborado de forma participativa envolvendo os atores: órgãos ambientais, comunidades tradicionais, academia e sociedade civil organizada. As reuniões ocorreram por regiões sendo trabalhadas suas especificidades e acordadas em assembleias nacionais, resultando no documento que permitiu a elaboração da portaria, citando as espécies em extinção, em vias de e ameaçadas regionalmente. Como resultado destas ações, o manejo participativo do *U. cordatus* está sendo construído no Marco Regulatório do Caranguejo-Uçá.

Neste século, ainda que não tenhamos alcançado as metas propostas na Convenção Rio-92 houve um fortalecimento da conservação dos manguezais que se respaldou na participação comunitária. O Pan Manguezal é o primeiro Plano de Manejo que não está centrado em uma espécie mais sim no ecossistema. Desta forma, é possível estabelecer políticas públicas que irão salvaguardar os manguezais para as gerações futuras.

CONCLUSÕES

A conservação dos manguezais não será possível se não houver uma mudança de postura ambiental da sociedade brasileira, principalmente daquela que não sobrevive

diretamente do recurso. Os maiores impactos ocorrem no âmbito municipal e as ações locais são muitas vezes incongruentes com a conservação dos recursos naturais. Os locais onde há liderança bem estabelecida, com negociações nos conflitos sociais sem interferência de terceiros, têm se mostrado como a forma mais razoável de se promover o manejo do sistema manguezal.

A questão cultural de transmissão dos conhecimentos locais sobre o manejo e o extrativismo é uma das formas mais eficientes de conservação e isto é observado nas comunidades mais isoladas e distantes das áreas de desenvolvimento econômico. Entretanto, estas comunidades tradicionais também se tornam alvo e são locais de acolhimento de populações marginalizadas nos grandes centros e a ausência de conhecimento sobre o recurso tem provocado o uso indiscriminado e pouca atenção para as normas de fiscalização.

O papel dos agentes ambientais em conduzir a mudança do paradigma de conservação total para preservação contribuiu para integrar órgão ambiental e comunidade usuária do recurso. Entretanto, esforços devem ser priorizados para a mudança de mentalidade nos municípios e na sociedade que indiretamente depende dos bens e serviços ecossistêmicos do manguezal.

Há necessidade de se levantar a comunidade tradicional que utiliza o recurso, bem como, a renda produzida diretamente pelo manguezal para estas populações, com isto, é possível avaliar a contribuição econômica destes recursos para o Produto Interno Bruto, visando a incorporação deste Capital Natural da economia brasileira. Esta política fará frente aqueles argumentos de substituição do recurso para fins sociais.

REFERÊNCIA

- Amaral, V. S.; Simone, L. R. L. 2014. Revision of genus *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) of Brazil. **Journal of Marine Biology Association of the United Kingdom**. Page 1-26, February.
- Botelho, E. R. O.; Santos, M. C. L.; Souza, J. R. B. de. 2001. Aspectos populacionais do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825, do estuário do rio Una (Pernambuco – Brasil). **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, 9 (1): 123-147.
- Branco, J. O. 1991. Aspectos Ecológicos dos Brachyuras (Crustacea: Decapoda) no Manguezal do Itacorubi, SC, Brasil. **Revta. bras. Zool.** 7 (1-2): 165-179.
- Carson, R. 2010. **Primavera Silenciosa**. São Paulo, Editora Gaia. 328 p.
- Donato, D. C.; Boone Kauffman, J.; Murdiyarsa, D.; Kurnianto, S.; Stidham, M.; Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, (4): 293-297.
- Ellison, A., Farnsworth, E. & Moore, G. 2010a. *Avicennia germinans*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. e.T178811A7613866. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20102.RLTS.T178811A7613866.en>
- Ellison, A., Farnsworth, E. & Moore, G. 2010b. *Avicennia schaueriana*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2010: e.T178823A7617944. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20102.RLTS.T178823A7617944.en>

T178823A7617944.en.

Ellison, A., Farnsworth, E. & Moore, G. 2010c. *Laguncularia racemosa*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2010: e.T178798A7609219. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20102.RLTS.T178798A7609219.en>.

Ellison, A., Farnsworth, E. & Moore, G. 2015. *Rhizophora mangle*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2015: e.T178851A69024847. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20151.RLTS.T178851A69024847.en>

Firmo, A. M. S.; Tognella, M. M. P.; Tenório, G. D.; Barboza, R. R. D.; Alves, R. R. N. 2017. Habits and customs of crab catchers in Southern Bahia, Brazil. *Journal of Etnobiology and Ethnomedicine*, 13:46. DOI 10.1186/s13002-017-0174-7.

Hamilton, L. S.; Snedaker, S. C. 1984. **Handbook for Mangrove Area Management**. Honolulu, USA. United Nations Environment Programme and East-West Center, Environment and Policy Institute. 123 p.

Hardin, G. 1968. The Tragedy of the Commons. **Science**, v. 12: 1243-1248.

Larcher, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos, Rima. 2000. 531 p.

Leopold, A. 1949. The Land Ethic. In: Leopold, A. 1949. *A Sand County Almanac*. Oxford: Oxford University Press. 240 p.

Lisingen, L. von; Cervi, A. C. 2007. **Conocarpus erectus** Linnaeus, nova ocorrência para a flora do Sul do Brasil. *Madrid, Adumbrationes Ad Summæ Editionem* 26: 1-6.

Melo, G. A. S. 1996. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. Editora Plêiade; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. 603 p.

Milaré, E. 1991. **Legislação Ambiental do Brasil**. São Paulo, Ed. APMP, 636 p.

Miller, G. M.; Spoolman, S. E. 2013. **Ecologia e Sustentabilidade**. São Paulo, E. Cengage Learning. 558 p. + apêndices.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2008. **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil**. Brasília: MMA/SDF, 567 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2011. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul. Brasília, MMA/IBAMA. 156 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2016. Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília, MMA/ICMBio. 76 p.

Moberg, F. and Rönnback, P. 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. **Ocean & Coastal Management** 46: 27-46.

Muller, A. C. P.; Lana, P. C. 1986. Teredinidae (Mollusca, Bivalvia) no Litoral do Paraná. **Nerítica**, 1 (3): 27-48.

Ostrom, E. 1990. **Governing the Commons: the evolution of the institution for collective actions**. New York, Cambridge University Press. 280 p.

Pascoalini, S. S.; Santana, D. M. L.; Falqueto, A. R.; Tognella, M. M. P. 2014. Abordagem ecofisiológica dos manguezais: uma revisão. **Biotemas**, 27(3): 1-11.

- Rios, E. C. 1994. **Seashells of Brazil**. Rio Grande, Ed. Da FURG. 492 p.
- Rodrigues, A. M. L.; Borges-Azevedo, C. M.; Henry-Silva, G. G. 2010. Aspectos da biologia e ecologia do molusco bivalve *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) (Bivalvia, Veneridae). **R. bras. Bioci.**, 8 (4): 377-383.
- Ruppert, E. E.; Fox, R. S.; Barnes, R. D. 2005. **Zoologia dos Invertebrados**. Rio de Janeiro, Roca. 118 p.
- Santos, M. C. F.; Botelho, E. R. O.; Ivo, C. T. C. 2001. Biologia populacional e pesca do aratú, *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) no litoral sul de Pernambuco – Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, 9 (1): 87-122.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1991 **Manguezais brasileiros: texto que sistematiza criticamente parte da produção científica**. Tese de livre-docência. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 42 p.
- Scholander, P. F. 1968 How Mangrove desalinated water? **Physiologia Plantarum**, 21 (1): 251-261. Sítios Ramsar no Brasil. <https://rsis Ramsar.org>.
- Soares, M. L. G.; Estrada, G. C. D.; Fernandez, V. 2012. Southern Limito of the western South Atlantic mangroves: Assessment of the potencial effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 101 (10): 44-53.
- Souza Sobrinho, R. J.; Bresolin, A.; Klein, R. M. 1969. Os manguezais na Ilha de Santa Catarina. **Insula** (2): 1-21.
- Spalding, M.; Kainuma, M.; Collins, L. 2010. **World Atlas of Mangroves**. London, Earthscan. 319 p.
- Tognella De Rosa, M. M. P. 2000. **Manguezais Catarinenses, Baía da Babitonga e Rio Tavares: Uma abordagem parcial dos atributos ecológicos e econômicos**. Tese de Doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo. 217 p + anexos.
- Tognella De Rosa, M. M. P.; Cunha, S. R.; Soares, M. L. G.; Schaeffer-Novelli, Y.; Lugli, D. O. 2004. **Mangrove Evaluation: an essay**. *Journal of Coastal Research*, 39: 1219-1224.
- Tognella, M. M. P.; Soares, M. L. G.; Cuevas, E.; Medina, E. 2016. Heterogeneity of elemental composition and natural abundance of stable isotopes of C and N in soils and leaves of mangrove at their southernmost West Atlantic range. *Braz. J. Biol.*, 76 (4).
- Tognella, M.M.P. 1995. **Valoração econômica: estudo de caso para o ecossistema manguezal – Bertioiga e Cananéia, Estado de São Paulo**. São Paulo, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, Dissertação de Mestrado. 160 p.
- Tomlinson, P.B. 1986. **The botany of mangroves**. Londres, Cambridge University Press. 413 p.
- Tremel, E. 1994. Exploração racional do Berbigão. **Casqueiro**, II.
- Vizinho, S. C.; Tognella-De-Rosa, M. M. P. (no prelo). Análise Socio-econômica e Cultural da comunidade pesqueira do Pirajubaé (Baía Sul, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil): Uma ferramenta para o Gerenciamento Costeiro Integrado. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, Número especial 2, Manguezais.

www.catalogueoflife.org

www.icmbio.gov.br

www.mma.gov.br

www.planalto.gov.br

www.planejamento.gov.br

www.vitoria.es.gov.br

Zamprogno, G. C.; Tognella, M. M. P.; Quaresma, V. S.; Costa, M. B.; Pascolini, S. S.; Couto, G. F. 2016. The Structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: influence of environmental factors and anthropogenic stressors. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64 (2):157-172.

PROTOCOLO PARA CULTIVO DE ESPÉCIES DE MANGUEZAL

Mônica Maria Pereira Tognella

Pesquisa desenvolvida com os recursos do AIBRASIL 2 Micropoluentes orgânicos empregados em sistemas anti-incrustantes: comportamento ambiental, toxicidade e biorremediação

(MCTI/FINEP CT-HIDRO 01/2013)

Andreia Barcelos Passos Lima Gontijo

Universidade Federal do Espírito Santo
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Bolsista Pesquisadora Capixaba (FAPES Edital 06/2016)

Ully Depolo Barcelos

Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical

Gilberto Fillmann

Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental
Bolsista CAPES

Adriano Alves Fernandes

Universidade do Rio Grande. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Física Química e Geológica e de Química Tecnológica e Ambiental. Coordenador do Projeto FINEP
Pesquisador CNPq 1C

Antelmo Ralf Falqueto

Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e de Biologia Vegetal

Kamyla da Silva Pereira Amorim

Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical
Bolsista CAPES

Mateus Sandrini

Universidade Federal do Espírito Santo. Curso de Ciências Biológicas (Bacharelado), Bolsista PIBIC/CNPq

CARACTERIZAÇÃO DO ECOSSISTEMA MANGUEZAL

O manguezal ocorre em regiões tropicais e subtropicais, ocupando zonas intertidais e margens estuarinas. Colonizam ambientes que possuem condições abióticas rigorosas para a maioria das plantas terrestres, dentre estas estão a presença de sal, temperatura atmosférica elevada, inundações por marés, sedimentação acentuada e solos lamosos anaeróbicos (DUKE e ALLEN, 2006; GIRI et al. 2011). Essas características do ambiente fazem com este ecossistema seja considerado por muitos como um local insalubre e, portanto, passível de ser substituído, em detrimento de seus inúmeros bens e serviços ecossistêmicos providos à humanidade ao longo da ocupação da Terra. Compõem grande parte da linha da costa das regiões tropicais e subtropicais formando 15 milhões de hectares de floresta em todo o mundo fornecendo habitats para uma grande biodiversidade de bactérias, fungos, algas, invertebrados, pássaros e mamíferos

(FAO 2004).

Por outro lado, este espaço costeiro foi utilizado por comunidades extrativistas que viviam de seus recursos e souberam manejá-los mantendo-o preservado até hoje. Os sambaquis são importantes sítios arqueológicos associados aos ambientes estuarinos desde o Rio Grande do Sul até a Baía de Todos os Santos sendo a abundância de recursos ao longo de todo ano vantagem encontrada pelos grupos sociais que se fixam nestes locais (Lima 2000). O avanço da sociedade de atividades coletoras até o sistema industrial modifica a visão sobre o meio ambiente deixando de ser um ambiente provedor para recepção das atividades industriais e comerciais. Com avanço do sistema capitalista, as áreas costeiras passam a ser objeto de ocupação devido as inúmeras facilidades que proporcionam. E, desta forma, os manguezais sendo considerados pela sociedade industrial como uma área insalubre passa a ser objeto de substituição, tornando-se um dos ecossistemas sob maior pressão à impactos. As grandes metrópoles brasileiras tiveram ao longo de seu processo de urbanização inúmeras áreas de manguezal sendo aterradas e substituídas (SAENGER et al., 1993; MELO FILHO, 2003; POLIDORO et al., 2010; ZAMPROGNO et al. 2015) ou passaram por conflitos sociais pelo uso incompatível do bem público (SOFIATTI, s. d.; HAMILTON e SNEDAKER, 1984; VALIELA et al., 2001; MELO FILHO, 2003)

O ecossistema manguezal surge no Cretáceo Superior e se perpetuou ao longo das variações do nível médio do mar, principalmente durante o Holoceno e nos últimos seis milhões de anos até o presente (FRANÇA et al., 2013). Isto só foi possível porque a floresta de mangue se estabelece como resultado da interação de vários fatores como geomorfologia, inundação, textura e temperatura do substrato, pH, salinidade, nutrientes, produção e dispersão dos propágulos, competição, herbívora, bem como, a resposta fisiológica das espécies aos gradientes de salinidade e inundação, incluindo as interações simbióticas, (WALSH, 1974; RABINOWITZ, 1978; SCHAEFFER-NOVELLI, 1995, ELLISON e FARNSWORTH, 1997). E as regiões onde as elevações do nível médio relativo do mar foram em baixa velocidade houve tempo para que o ambiente se ajustasse. Estas condições modificam a distribuição do manguezal e sua diversidade florística (TOMLINSON 1986), tornando os manguezais ecossistemas únicos e bastante sensíveis a impactos agudos que alterem os padrões acima.

O Brasil apresenta a segunda maior área de manguezal do mundo com 1.300.000 hectares, o que corresponde a 8,5% do total global (SPALDING et al., 2010). Os manguezais brasileiros ocorrem ao longo de 6.786 km da linha de costa, tendo 7.408 km de extensão (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000), distribuindo-se do rio Oiapoque, no extremo norte do litoral do Amapá, até o sul do estado de Santa Catarina, tendo como limite sul de destruição o município de Laguna (SOARES et al., 2012).

Ao longo da costa brasileira são encontradas as seguintes espécies de mangue: *Rhizophora mangle* Linnaeus (Rhizophoraceae), *R. harrisonii* L. (Rhizophoraceae), *R. racemosa* G. Mey. (Rhizophoraceae), *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. Ex Moldenke (Acanthaceae), *A. germinans* (L.) L. (Acanthaceae), *Laguncularia racemosa*

(L.) C.F. Gaertn. (Combretaceae) e *Conocarpus erectus* L. (Combretaceae) (CINTRON e SCHAEFFER-NOVELLI 1983).

Rhizophoraceae é uma família de distribuição pantropical, possuindo 16 gêneros e 135 espécies de árvores e arbustos frequentemente com raízes escoras e presença de taninos (JUDD et al., 2009). *Rhizophora mangle* se desenvolve em regiões tropicais e subtropicais, sua distribuição vai desde a África Ocidental até a costa Pacífica da América tropical. Nas Américas, ela apresenta ampla distribuição no lado do Oceano Atlântico com limite próximo aos 25°N na Flórida até o sul do Brasil, e no lado Pacífico, ocorre desde Punta Malpelo no Peru, até Porto dos Lobos no México (TOMLINSON, 1986). *R. mangle* apresenta dominância na costa brasileira, com ampla distribuição latitudinal (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; DUKE e ALLEN, 2006).

Devido ao tamanho dos propágulos, a distribuição e abundância do gênero *Rhizophora* nos manguezais mundiais, tornam suas espécies objeto de vários estudos. Os propágulos de *Rhizophora spp.* são estudados desde seu estabelecimento após dispersão (RABINOWITZ, 1978; SOUSA et al., 2007; LIMA, 2018) sob influência da salinidade (CLOUGH, 1984; KOCH, 1997; LÓPEZ-HOFFMAN et al., 2006, BALL 2002; SUÁREZ e MEDINA, 2005; SUÁREZ e MEDINA, 2006; AMORIM, 2014), inundação (ELLISON e FARNSWORTH, 1997), luminosidade (LÓPEZ-HOFFMAN et al. 2006, MCKEE, 1995), sombreamento (KRAUSS e ALLEN, 2003), nutrientes (ALLONGI, 2010, 2011) e resposta a metais pesados (HUANG, 2010; CHENG, 2012).

Inúmeros processos de restauração/recomposição dos manguezais já foram desenvolvidos no mundo (SEANGER, 1996; ELLISON, 2000; LEWIS, 2005) e no Brasil (MENEZES et. al. 2005; TOGNELLA DE ROSA et al 2004) com as espécies de mangue. Entretanto, mediante os inúmeros impactos que este ambiente está sujeito e porque em muitos processos de recuperação não é possível recompor o ecossistema original é importante desenvolver técnicas que permitam avaliar o comportamento fisiológico e ecológico destas espécies para entender o impacto dos contaminantes sobre sua fisiologia e também as respostas das espécies as mudanças globais e, conseqüentemente, as elevações do nível médio relativo do mar.

Os cultivos com plântulas de mangue geralmente são realizados em caixas contendo substrato, normalmente areia e como aporte de nutrientes água do mar e/ou soluções nutritivas são adicionadas regularmente ao meio, sendo poucos os trabalhos que utilizam a solução nutritiva como substrato. Em função dos danos que podem ocorrer nas raízes das plântulas durante os processos de restauração/recomposição, buscou-se estratégias para o cultivo das diferentes espécies de mangue.

Existem relatos na literatura do uso de soluções nutritivas no cultivo de espécies do Mangue. Suárez e Medina (2005) e Suárez e Medina (2006) utilizaram a solução de Hoagland e Arnon para avaliar o efeito da salinidade no crescimento e na demografia foliar e no acúmulo de íons e trocas gasosas em *Avicennia germinans*. Entretanto, os protocolos desenvolvidos não são reportados, ficando difícil a reprodução maciça do plantio.

A espécie *R. mangle* por sua particularidade e por sua ampla distribuição foi a espécie selecionada para os estudos de cultivo *ex situ* das plantas de mangue. O cultivo por meio da hidroponia foi selecionado para que se possa acompanhar o desenvolvimento das raízes e para que não haja interferentes que possam estar no sedimento e interfira no desenvolvimento das plântulas.

SOLUÇÕES NUTRITIVAS

Em 1860, três fisiologistas vegetais alemães (W. Pfeffer, Julius Von Sachs, W. Knopp), reconheceram a dificuldade em se determinar os tipos e quantidades de elementos essenciais para as plantas crescerem em um meio tão complexo quanto o solo. Decidiram cultivar as plantas em uma solução de sais minerais, cuja composição química era controlada e limitada apenas pela pureza das substâncias químicas disponíveis na época. Esse tipo de cultivo foi denominado cultura hidropônica. A partir daí a técnica foi aprimorada, incluindo no processo a aeração e a circulação da solução. Como desvantagens dessa técnica estão a necessidade da troca/reposição periódica da solução, visto que os nutrientes são absorvidos pela planta, e o controle do pH, que pode alterar a disponibilidade/absorção dos nutrientes (SALISBURY e ROSS, 2013).

Desde então as soluções nutritivas vêm sendo melhoradas. Em 1950, dois pioneiros da nutrição mineral dos Estados Unidos, Dennis R. Hoagland e Daniel I. Arnon desenvolveram uma solução nutritiva (Tabela 1), que é amplamente utilizada até hoje nos estudos de nutrição mineral, pois inclui os elementos considerados essenciais (em quantidades que permitem um bom crescimento) para a maioria das angiospermas e gimnospermas (SALISBURY e ROSS, 2013).

Macro nutrientes	Sal	g/L	Concentração/L
	KH_2PO_4	136,09	1mL/L
	KNO_3	101,11	5mL/L
	$\text{CA}(\text{NO}_3)_2$	236,11	5mL/L
	MgSO_4	246,48	2mL/L
Micronutrientes	H_3BO_3	2,844	1mL/L
	CuSO_4	0,075	
	MnSO_4	2,13	
	NH_4MO	0,018	
	ZNSO_4	0,374	
	NaEDTA	33,5	1mL/L
	FeCL_3	24,33	

Quadro 1 - Macro e micro nutrientes com suas concentrações utilizadas na solução nutritiva de Hoagland e Arnon (1950) para volume de 1000 ml.

Dependendo da finalidade do experimento, pode-se utilizar soluções com nutrientes de qualidade peso absoluto (P.A.) que possuem maior pureza. Entretanto,

nutrientes comerciais foram testados nos experimentos com sucesso de crescimento das plântulas.

Para a implementação de experimentos que utilizam a Hoagland e Arnon (1950) é necessário o preparo da solução estoque. São feitos no total 6 soluções, sendo uma para cada macronutriente, e duas para os micronutrientes.

Utilizando o Fosfato de Potássio como exemplo, para o preparo de 1L de solução estoque deste macronutriente, é pesado 136,09 g do sal, onde o mesmo é diluído inicialmente em um béquer, após a diluição o conteúdo do béquer é vertido em um balão de volumétrico onde o volume é completado com água destilada, após este processo a solução é armazenada em um frasco de vidro âmbar que deve ser identificado e mantido ao abrigo da luz.

A primeira solução de micronutrientes (MICRO) é formada por: H₃BO₃; CuSO₄; MnSO₄; NH₄MO; e ZNSO₄. Onde o peso de cada um destes sais para o preparado de 1L de solução estoque estão descritos no quadro 1. Cada um dos micronutrientes é pesado e diluído separadamente, após este processo todas as soluções diluídas são vertidas no mesmo balão volumétrico e o volume é completado com água destilada. Esta solução é identificada, armazenada em vidro âmbar e mantida ao abrigo de luz.

A segunda solução de micronutrientes (FeEDTA) é formada por: NaEDTA e FeCL₃ o processo par o preparo desta solução estoque é o mesmo do descrito para os demais micronutrientes.

É importante salientar que o uso de água de qualidade (destilada, deionizada), e assepsia da vidraria é de fundamental importância neste processo, pois evita a proliferação de microrganismos na solução.

				Volume total de solução nutritiva		
Macronutrientes	Sal	g/L	concentração /L	10L	100L	250L
		KH ₂ PO ₄	136,09	1mL/L	10 mL	100mL
	KNO ₃	101,11	5mL/L	50mL	500mL	1.250L
	CA(NO ₃) ₂	236,11	5mL/L	50mL	500mL	1.250L
	MgSO ₄	246,48	2mL/L	20mL	200mL	500mL
MICRO	H ₃ BO ₃	2,844	1mL/L	10mL	100mL	250mL
	CuSO ₄	0,075				
	MnSO ₄	2,13				
	NH ₄ MO	0,018				
	ZNSO ₄	0,374				
FeED-TA	NaEDTA	33,5	1mL/L	10mL	100mL	250mL
	FeCL ₃	24,33				

Quadro 2 - Soluções estoque e quantidade a ser utilizada em diferentes volumes de solução final.

Como observado no quadro 2, um experimento que demande 10L de solução

nutritiva, será utilizado no total 1,5L de solução estoque os 8,5 L restantes devem ser completados com água destilada. Após o preparo da solução é necessário aferir o pH e o mesmo deve ser corrigido a 6. As concentrações utilizadas por uma solução a ½ força são descritas no quadro 3.

				Volume total de solução nutritiva (½ força)		
Macronutrientes	Sal	g/L	concentração /L	10L	100L	250L
		KH ₂ PO ₄	136,09	1mL/L	5 mL	50mL
	KNO ₃	101,11	5mL/L	25mL	250mL	625mL
	CA(NO ₃) ₂	236,11	5mL/L	25mL	250mL	625mL
	MgSO ₄	246,48	2mL/L	10mL	100mL	250mL
MICRO	H ₃ BO ₃	2,844	1mL/L	5mL	50mL	125mL
	CuSO ₄	0,075				
	MnSO ₄	2,13				
	NH ₄ MO	0,018				
	ZNSO ₄	0,374				
FeEDTA	NaEDTA	33,5	1mL/L	5mL	50mL	125mL
	FeCL ₃	24,33				

Quadro 3- Soluções estoque e quantidade a ser utilizada em diferentes volumes de solução ½ força.

EXPERIMENTOS COM HIDROPONIA

A coleta dos propágulos é feita de forma aleatória nos manguezais mais preservados da região norte do Espírito Santo sempre de forma a buscar maior diversidade genética e também preservar as diferentes populações no estuário. O número coletado leva em consideração o tipo de experimento a ser realizado e o número de réplicas necessárias. Em campo, os propágulos são coletados na planta-mãe evitando a coleta de material no sedimento para eliminar a contaminação da solução. São selecionados aqueles que ao toque ou com pequena manipulação se desprendem do fruto (Figura 1).



Figura 1: Propágulo de *R. mangle* em estágio final de desenvolvimento.

Em laboratório, é feita a assepsia dos propágulos com detergente neutro e água corrente, levados para capela de fluxo laminar (marca Filterflux, modelo SBIIA1-808/4) para esterilização, mantidos sob luz ultravioleta durante 15 minutos (Amorim, 2014). Os recipientes que irão acondicionar os propágulos (inicialmente vasilhames de plásticos), também passam por luz infravermelho em capela.

Os primeiros experimentos desenvolvidos foram realizados em câmara incubadora tipo B.O.D. com temperatura $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, sob fotoperíodo de 12 horas e luminosidade resultante de quatro lâmpadas fluorescentes de 20 watts (marca Splabor, modelo SP-225) sendo os propágulos coletados, identificados, realizadas as análises de biometria [comprimento (cm) e massa fresca(g)] e, posteriormente, sorteados aleatoriamente para compor os blocos de tratamento em relação as diferentes concentrações de sal. Para manter a plântula na mesma posição, foram recortados suporte de isopor e afixados nos recipientes plásticos (Figura 2).



Figura 2: Instalação do experimento de cultivo hidropônico. **A.** Recipiente plástico para o cultivo hidropônico; notar que os propágulos ficavam afixados no suporte de isopor com de modo a permitir o contato das raízes com a solução nutritiva. **B.** Destaque para a numeração dos propágulos.

Estes tratamentos foram realizados para avaliar que concentração de NaCl permitiria o melhor desenvolvimento das plântulas em condições controladas de luz e temperatura. N experimento realizado por Amorim (2014) foram utilizados quatro tratamentos: controle (sem adição de NaCl), 50 mM NaCl, 250 mM NaCl e 500 mM NaCl em solução nutritiva (Hoagland e Arnon, 1950) na sua concentração padrão (quadro 2), dita a força total. Após os primeiros resultados (cerca de 60 dias), quando as plântulas já estava emitindo o segundo par de folhas foi definido que a solução nutritiva deveria ser utilizada com as concentrações dos sais reduzidas à metade (a meia força), sendo esta a formulação recomendada para o cultivo de espécies de mangue. Esta recomendação foi feita para atender aos protocolos de cultivo hidropônico. Com o objetivo de garantir a manutenção dos nutrientes disponíveis para as plântulas, foram realizadas trocas quinzenais da solução nutritiva.

Os resultados obtidos neste experimento piloto foi que o crescimento inicial teve resposta mais positiva no tratamento com adição de 50mM de sal, onde o incremento de massa fresca foi maior em relação ao controle, indicando a necessidade do sal para o bom crescimento e desenvolvimento dos propágulos da espécie.

O sal não é um elemento essencial e a sua metabolização quando absorvido na água é um dos maiores desafios no ambiente salino em que vivem as espécies de mangue. Estas plantas têm desenvolvido vários mecanismos, de acordo com a espécie, para lidar com esse estresse. Elas podem excluir a absorção de sal no nível

de raiz – ultrafiltração (SCHOLANDER et al., 1962); remover o excesso de sal no nível folha, usando glândulas de excreção de sal pela transpiração cuticular ou pelo acúmulo o sal em tecidos foliares e, com subsequente queda das folhas senescentes (TOMLINSON, 1986; FAO, 2007).

Porém, como observado por Amorim (2014), a incorporação de baixas concentrações de NaCl na solução nutritiva é importante para o desenvolvimento dos propágulos de *R. mangle* sem se tornar um tensor. Com isto a solução de Hoagland e Arnon (1950) foi adaptada para o cultivo da espécie. Assim, para cada litro de solução pronta sugerimos que sejam adicionadas 14,61 g de NaCl.

Após o desenvolvimento dos experimentos para identificar o potencial da solução hidropônica e qual a concentração de sais mais adequada ao desenvolvimento de *R. mangle*, este modelo de sistema de cultivo vem sendo utilizado em outros ensaios pela equipe.

A solução nutritiva adaptada foi utilizada nos experimentos de Barcelos (2017), onde propágulos de *R. mangle* foram cultivados em diferentes densidades para avaliar a competição intraespecífica da espécie. Além disto, diferentemente do procedimento realizado por Amorim (2014), a solução não foi trocada quinzenalmente, ao invés disso, a condutividade e o volume da solução foram monitorados periodicamente, e quando ambos chegaram a um valor menor que 30% dos valores iniciais, foi realizada uma reposição proporcional ao que foi perdido. Este procedimento evita o desperdício de reagentes e otimiza o cultivo, bem como o descarte de solução com nutrientes.

Este experimento de competitividade foi desenvolvido em maior número de réplicas e densidade de indivíduos por tratamento. Isto inviabilizou a utilização de câmara incubadora e o experimento foi desenvolvido em laboratório, mantendo-se a iluminação do local durante oito horas. O resultado positivo do experimento viabilizou a utilização de novos testes. A assepsia do material de cultivo continua seguindo o protocolo descrito acima.

Os propágulos de *R. mangle* foram cultivados em laboratório durante 130 dias, os propágulos foram cultivados em caixas plásticas contendo 6 L de solução de nutritiva, sendo divididos em 5 tratamentos com 6 repetições cada e com: 2; 4; 6; 8 e 16 propágulos por caixa (Figura 3)

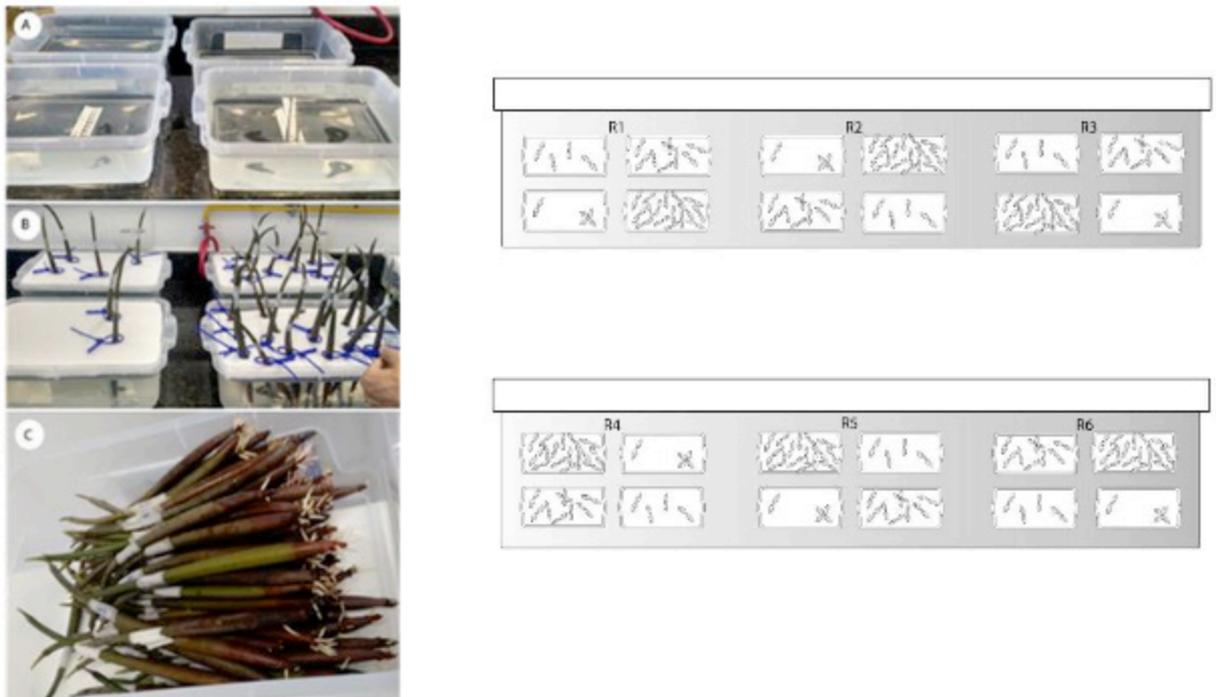


Figura 3: Montagem do experimento *ex situ* (A – bandejas plásticas utilizadas para os tratamentos; B – Tratamentos com seus indivíduos e respectivos lacres; C – Propágulos tratados e numerados aleatoriamente D- Croqui da disposição do experimento).

Foram acompanhados semanalmente o crescimento, emissão de raízes, condição dos indivíduos, número de folhas e após o término do experimento o peso seco e fresco dos compartimentos (epicótilo, hipocótilo, raiz e folhas) foram calculados. Após 7 dias todos os propágulos já haviam emitido raízes, e após 40 dias 80% dos indivíduos já apresentavam o primeiro par foliar; 20% permaneceram em estado de latência durante todo o experimento. Esse período de latência pode ser atribuído ao fato de que plântulas de *R. mangle* conseguem colonizar e se estabelecer tanto em locais sombreados quanto em áreas com grande disponibilidade de luz. As plântulas desta espécie tendem a persistir por períodos maiores que as de outras espécies em locais sombreados, provavelmente devido ao maior estoque de reserva. Esta maior tolerância ao sombreamento é um importante agente de competição interespecífica durante a sucessão de um bosque de mangue, onde plântulas de *R. mangle* podem substituir *L. racemosa* que necessita de alta luminosidade nas fases iniciais de crescimento (RABINOWITZ 1978, BALL 1980, CHEN e TWILLEY 1998).

Sandrini (2018), dados não publicados, utilizou o mesmo protocolo de cultivo de Barcelos (2017) com o objetivo avaliar o efeito do TBT no desenvolvimento inicial de *R. mangle*. Os propágulos foram cultivados durante 8 meses apenas em solução nutritiva, apresentando 100% de sobrevivência. Após este período as plântulas foram submetidas a diferentes concentrações do contaminante: 0; 1ml/L; 0,5ml/L e 0,25ml/L, sendo então monitorados semanalmente durante 148 dias. Na maior concentração do contaminante (1ml/L TBT) as plântulas apresentaram um declínio da produção foliar, redução de 66%, além de 70% dos indivíduos terem morrido até o final do experimento.

Considerando que o TBT sofre modificação química com ação da luz, este experimento foi conduzido com todos os recipientes lacrados com papel alumínio. Ao término do experimento, a solução utilizada foi filtrada em carvão ativado e encaminhada para posterior descarte.

No experimento de Barcelos (2017) foi observada a presença de algas no fundo dos recipientes, para evitar esta interferência, novos testes realizados por Barcelos para o desenvolvimento de seu doutorado já comprovaram que a assepsia dos propágulos pode ser feita empregando-se, além do detergente neutro, hipoclorito de sódio. Isto não foi executado inicialmente nos outros experimentos por precaução em relação aos tecidos meristemáticos. O experimento atual será desenvolvido em maior prazo, portanto, houve compatibilidade de tempo para este teste preliminar. Até de concentração de 2,5% de hipoclorito de sódio não há alterações na emissão de raízes, no seu crescimento e nem na produção de folhas a partir dos cotilédones.

CONCLUSÕES

Todos estes estudos mostram que a solução de Hoagland e Arnon (1950) modificada é um substrato válido para o cultivo *ex situ* de *Rhizophora mangle*, isto porque a solução contém todos os nutrientes necessários para o desenvolvimento da espécie, sendo de fácil preparação e de baixo custo. Este sistema de cultivo pode ser adaptado para diferentes fins: competição intra e interespecífica, contaminantes, variações na frequência de inundação, restauração ambiental entre outros. Além disto, o cultivo hidropônico abre um leque de possibilidades para o cultivo da espécie, isto porque, é possível observar a resposta dos indivíduos em estádios diferentes de desenvolvimento, como propágulo e plântula com o meio oferecendo as mesmas condições para o desenvolvimento, tendo apenas o objeto do estudo como fator limitante. A forma como as raízes se desenvolve, mais agrupadas, permitem o plantio dos exemplares posteriormente. Esta etapa ainda está em desenvolvimento.

Estes experimentos permitem o desenvolvimento da espécie contribuindo para a reconstituição de locais onde a espécie ocorre e não há suporte externo de propágulos para a restauração natural do ecossistema, mantendo com isto as condições originais da floresta.

REFERÊNCIA

ALONGI, Daniel M. Dissolved iron supply limits early growth of estuarine mangroves. **Ecology**, v. 91, n. 11, p. 3229-3241, 2010.

ALONGI, D. M. Early growth responses of mangroves to different rates of nitrogen and phosphorus supply. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 397, n. 2, p. 85-93, 2011.

AMORIM, Kamyla da Silva Pereira. **Cultivo ex situ de Propágulos de *Rhizophora mangle* L. em diferentes concentrações salinas**. 2016. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Tropical.

BALL, Marylyn C. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. **Oecologia**, v. 44, n. 2, p. 226-235, 1980.

BALL, Marilyn C. Interactive effects of salinity and irradiance on growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. **Trees**, v. 16, n. 2-3, p. 126-139, 2002.

BARCELOS, U. D. **EFEITO DA DENSIDADE SOBRE O DESENVOLVIMENTO DE PLÂNTULAS DE RHIZOPHORA MANGLE L. EM CULTIVO IN SITU E EX SITU**. 2017. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo.

CHEN, Ronghua; TWILLEY, Robert R. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. **Journal of ecology**, v. 86, n. 1, p. 37-51, 1998.

CHENG, Hao et al. Interactions among Fe²⁺, S²⁻, and Zn²⁺ tolerance, root anatomy, and radial oxygen loss in mangrove plants. **Journal of Experimental Botany**, v. 63, n. 7, p. 2619-2630, 2012.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y (1983) Introduccion a la ecologia del manglar. Oficina Regional de Ciencia y tecnologia de la UNESCO Para America Latina y el Caribe - Rostlac, Montevideo.

CLOUGH, B. F. Growth and salt balance of the mangroves *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. and *Rhizophora stylosa* Griff. in relation to salinity. **Functional Plant Biology**, v. 11, n. 5, p. 419-430, 1984

DUKE, N. C.; ALLEN, J. A. (2006) *Rhizophora mangle*, *R. samoensis*, *R. racemosa*, *R. × harrisonii* (Atlantic-East Pacific red mangroves). In: Elevitch CR (ed.) Species Profiles for Pacific Island Agroforestry. **Permanent Agriculture Resources** (PAR), Hōlualoa, Hawai'i, pp 1-18.

ELLISON, A. M.; FARNSWORTH, E. J. Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). **Oecologia**, v. 112, p. 435-446, 1997.

ELLISON, A. M. Mangrove restoration: do we know enough?. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 3, p. 219-229, 2000.

FAO. The Worlds Mangroves 1980-2005. 1. ed. Rome: FAO, 2007. p. 78.

FRANÇA, M. C. et al. Mangrove vegetation changes on Holocene terraces of the Doce River, southeastern Brazil. **Catena**, v. 110, p. 59-69, 2013.

GIRI C, OCHIENG E, TIESZEN LL, ZHU Z, SINGH A, LOVELAND T, MASEK J, DUKE N (2011) Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Glob Ecol Biogeogr** 20: 154-159

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water culture method for growing plants without soils. Berkeley: California Agricultural Experimental Station, 1950.

HUANG, Guo-Yong et al. The effect of multiple heavy metals on ascorbate, glutathione and related enzymes in two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*). **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 39, n. 1, p. 11-25, 2010

IVAN VALIELA, JENNIFER L. BOWEN, AND JOANNA K. YORK, October 2001 / Vol. 51 No. 10 807-815.

JUDD, W. S. et al. Sistemática Vegetal: Um Enfoque Filogenético. 3. ed. Porto Alegre: **Artmed**, 2009. p. 632.

- KRAUSS, Ken W.; ALLEN, James A. Influences of salinity and shade on seedling photosynthesis and growth of two mangrove species, *Rhizophora mangle* and *Bruguiera sexangula*, introduced to Hawaii. **Aquatic botany**, v. 77, n. 4, p. 311-324, 2003.
- KOCH, Marguerite S.; SNEDAKER, Samuel C. Factors influencing *Rhizophora mangle* L. seedling development in Everglades carbonate soils. **Aquatic Botany**, v. 59, n. 1-2, p. 87-98, 1997.
- LEWIS III, Roy R. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. **Ecological engineering**, v. 24, n. 4, p. 403-418, 2005.
- LIMA, .O; Tognella, M. M. P., Cunha, S. R., de Andrade, H. A. Growth models of *Rhizophora mangle* L. seedlings in tropical southwestern Atlantic. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 207, p. 154-163, 2018.
- LÓPEZ-HOFFMAN, Laura et al. Mangrove Seedling Net Photosynthesis, Growth, and Survivorship are Interactively Affected by Salinity and Light 1. **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 606-616, 2006.
- Mckee KL (1995) Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. **Oecologia** 101: 448-460.
- MELO FILHO, D. A. de: 'Mangue, homens e caranguejos em Josué de Castro: significados e ressonâncias'. História, Ciências, Saúde — Manguinhos, vol. 10(2): 505-24, maio-ago. 2003.
- MENEZES, Gisela Vianna et al. Recuperação de manguezais: um estudo de caso na Baixada Santista de São Paulo, Brasil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 9, n. 1, p. 67-74, 2005.
- POLIDORO BA, Carpenter KE, Collins L, Duke NC, Ellison AM, et al. (2010) The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. PLoS ONE 5(4): e10095. doi:10.1371/journal.pone.0010095
- RABINOWITZ D (1978b) Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panama. **J Ecol** 66:45-51.
- SAENGER, Peter. Mangrove restoration in Australia: a case study of Brisbane International Airport. 1996.
- SALISBURY, F. B.; ROSS, C. W. **Fisiologia das Plantas**. 1. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2013. p. 774.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Yara et al. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Yara., 1995. Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar. São Paulo: Caribbean Ecological Research,. p. 43-47
- SCHAEFFER-NOVELLI Y, CINTRON-MORELO G, Soares MLG, De-Rosa T (2000) Brazilian mangroves. **Aquat Ecosys Health Manag** 3: 561-570
- SCHOLANDER, P. F. et al. Salt balance in mangroves. **Plant Physiology**, v. 37, n. 6, p. 722, 1962.
- SPALDING M, KAINUMA M, COLLINS L (2010) World Atlas of Mangroves. 2 ed. Earthscan
- SOARES MLG, ESTRADA GCD, FERNANDEZ V, TOGNETTA MMP (2012) Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. **Estuar Coast Shelf Sci** 101: 44-53
- SOUSA, W. P. et al. Supply-side ecology in mangroves: Do propagule dispersal and seedling

establishment explain forest structure? **Ecological Monographs**, v. 77, n. 1, p. 53–76, 2007.

SOFFIATI, Arthur. Manguezais e conflitos sociais no Brasil colônia. **Encontro da ANPPAS**, 2004.

SUÁREZ, N.; MEDINA, E. Salinity effect on plant growth and leaf demography of the mangrove, *Avicennia germinans* L. **Trees**, v. 19, n. 6, p. 722, 2005.

SUÁREZ, N.; MEDINA, E. Influence of salinity on Na⁺ and K⁺ accumulation, and gas exchange in *Avicennia germinans*. **Photosynthetica**, v. 44, n. 2, p. 268-274, 2006.

TÂNIA ANDRADE LIMA. 2000. EM BUSCA DOS FRUTOS DO MAR: OS PESCADORES COLETORES DO LITORAL CENTRO-SUL DO BRASIL. REVISTA USP, São Paulo, n.44, p. 270-327, dezembro/fevereiro 1999-2000270.

TOGNETTA-DE-ROSA, M. M. et al. Replântio da vegetação do ecossistema manguezal do Saco da Fazenda, Itajaí (SC). **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 6, n. 1, p. 85-91, 2010.

ToMLINSON PB (1986) The Botany of Mangroves. 1 Ed. **Cambridge University Press Cambridge**.

VALIELA, Ivan; BOWEN, Jennifer L.; YORK, Joanna K. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. **Bioscience**, v. 51, n. 10, p. 807-815, 2001.

WALSH, G. E., Mangroves: a review. In: Reimold, R. J., Queen, W. H. (Ed.), 1974. Ecology of halophytes. **New York: Academic Press**. 51-174.

INVESTIGANDO OS INVERTEBRADOS DA PLANÍCIE DE MARÉ DA PRAIA DO FORTE (NATAL, RIO GRANDE DO NORTE) PARA AULAS DE CAMPO EM ZOOLOGIA E EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Roberto Lima Santos

Departamento de Botânica e Zoologia, UFRN
Natal, Rio Grande do Norte

Elineí Araújo de Almeida

Departamento de Botânica e Zoologia, UFRN
Natal, Rio Grande do Norte

RESUMO: A planície de maré é composta por depósitos de sedimentos marinhos submersos regularmente pelas marés e constituem áreas de transição ou ecótonos entre o mar e o ambiente terrestre. O presente estudo investigou a diversidade de invertebrados conspícuos presentes na planície de maré da praia do Forte (Natal (RN)), a fim de caracterizar as ferramentas de ação que possibilitem o ensino em Zoologia com interface na Educação Ambiental. Foram observadas espécies pertencentes aos táxons Cnidaria, Mollusca, Crustacea e Polychaeta. São propostas questões para discussão relacionadas à ecologia desses grupos e sua inter-relação com as atividades antropogênicas.

PALAVRAS-CHAVE: entre marés, sustentabilidade, biodiversidade, direito ambiental

ABSTRACT: The tidal plain or tidal flat is made up of deposits of marine sediments that are regularly exposed and submerged by tides and constitute transitional area or ecotone between

the sea and the terrestrial environment. The present study investigated the diversity of conspicuous invertebrates present in the tidal plain of Praia do Forte (Natal (Rio Grande do Norte state, Brazil) in order to characterize the educational tools that enables the teaching of Zoology interfacing with topics in Environmental Education. Species belonging to the taxa Cnidaria, Mollusca, Crustacea and Polychaeta are reported. Questions are proposed for discussion regarding the ecology of these groups and their interrelation with anthropogenic activities.

KEYWORDS: intertidal, sustainability, biodiversity, environmental law

1 | INTRODUÇÃO

De acordo com Coelho et al. (2011), a Convenção de Tbilisi em 1977 estabeleceu como diretrizes da Educação Ambiental (EA): “a) a disseminação de uma consciência popular holística sobre a interdependência entre economia, política, temas sociais, ambientais, seja no campo ou nas cidades; b) a capacidade de fornecer a cada pessoa, as oportunidades de adquirir o conhecimento, os valores, as atitudes, o compromisso, e as habilidades necessárias para melhor proteger o ambiente”. A Educação Ambiental também representa um princípio

constitucional elencado no artigo 225 da Constituição Federal de 1988, enquanto a Política Nacional da Educação Ambiental (EA) (Lei 9795/1999) em seu artigo 1º, deixa patente os aspectos interdisciplinares e conservacionista desse diploma legal, a saber:

“Art. 1º Entendem-se por educação ambiental os processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade”

Araújo-de-Almeida et al. (2011) enfatizam que quaisquer experimentos educacionais que contribuam para a compreensão do meio ambiente, bem como para a sua gestão, atendem aos princípios da EA dispostos na Lei 9795. Para se atingir os objetivos da EA, Coelho et al. (2011) recomendam a necessidade de efetivação de ferramentas de ação, as quais são obtidas na natureza e contextualizadas numa perspectiva conservacionista.

Segundo Reise (1985), planícies de maré (“tidal flats” em inglês) são depósitos de sedimentos marinhos expostos e submersos regularmente pelas marés e constituem uma área de transição ou ecótono entre o mar e o ambiente terrestre, sendo importantes por abrigar grande diversidade e biomassa de animais invertebrados. De acordo com Miththapala (2013), as planícies de maré são áreas de alta produtividade e que proveem muitos serviços ecológicos, tais como aporte de nutrientes para o ecossistema marinho, proteção contra a erosão costeira e áreas de sequestro de carbono (“carbon sinks”), além de servirem como relevante área de forrageamento e descanso para espécies de aves nativas e migratórias. Apesar dessa importância, as pesquisas a respeito desse habitat não são tão numerosas quanto comparadas com outros habitats sejam marinhos ou terrestres. Miththapala (2013) ressalta ainda que a percepção pública das planícies de maré é a de um ambiente estéril e desprovido de vida, “sem qualquer contribuição estética, econômica ou ecológica”, o que é um equívoco, considerando a diversidade de organismos que habitam a superfície e o interior dos sedimentos que compõe esse ecótono, categorizados, como epifauna e infauna, respectivamente (ver Brusca, Moore e Shuster (2016)).

Assim sendo, objetivamos investigar a planície de marés da praia do Forte (Natal, RN) a fim de caracterizar as ferramentas de ação que possibilitem o ensino em Zoologia com interface na Educação Ambiental em seus aspectos interdisciplinares.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A praia do Forte situa-se na zona urbana da cidade do Natal, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil; seu nome advém da Fortaleza dos Reis Magos, construída sobre os recifes de arenito presentes na área e tombada pelo Patrimônio Histórico Nacional (NATAL, 2011). A região de Natal, segundo a classificação de KOPPEN, situa-se em uma zona de predominância do tipo climático As’ (NATAL, 2011).

A metodologia de pesquisa constou de visitas em campo onde foram observados

elementos conspícuos pertinentes à diversidade de invertebrados marinhos. As visitas em campo foram realizadas em junho e julho de 2015 e constaram da observação dos grupos de animais e aspectos pertinentes à sua história natural. Nenhum exemplar foi coletado. Os táxons foram identificados segundo consulta à bibliografia especializada e aos exemplares depositados na coleção de invertebrados do Departamento de Botânica e Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Ressalte-se que, no presente relato, foram considerados apenas os organismos mais conspícuos e de fácil visualização durante o período de uma aula em campo (cerca de 30-40 minutos), portanto, o rol de espécies apresentado não representa um inventário visual exaustivo na área de estudo.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observou-se, no eulitoral da praia do Forte (Natal, RN), uma planície de maré de substrato aparentemente areno-lamoso com esparsos agrupamentos de vegetação halófila associadas à manguezal. Observou-se a predominância de caranguejos ocipodídeos do gênero *Uca* (popularmente denominados “chama-maré”, devido ao peculiar movimento da quela realizado pelos machos da espécie); já na preamar e, durante a baixa mar, em pequenas lagunas remanescentes, é comum observar exemplares de siris (gênero *Callinectes*) pertencentes à família Portunidae.

Eventualmente, encontrou-se colônias de hidrozoários especializados tais como a “caravela” *Physalia physalis* e *Vellela vellela* trazidos pelas marés e encahados na “linha do deixa”, à margem da planície de maré. Espécimes de *P. physalis* podem representar risco à saúde pública por conter nematocistos urticantes nos tentáculos mesmo em espécime encahados, o que pode causar acidentes (HALSTEAD, 1978; HADDAD JÚNIOR, 2003, 2009; REKZIEGEL et al. 2015). Na faixa da planície de maré contígua ao supralitoral arenoso, foram observados exemplares de *Ocypode quadrata* (vulgarmente conhecido como “maria-farinha”) provavelmente forrageando nos depósitos da “linha do deixa”.

Nos pequenos agrupamentos de mangue *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, contidos na planície de maré da praia do Forte, foi observada grande diversidade de crustáceos e poliquetos bentônicos, sendo os mais conspícuos os exemplares de caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) e várias espécies de *Uca* (e.g. *U. thayeri*, *U. rapax* e *U. maracoani*); estas espécies caracterizam-se por construir tocas no substrato lamoso. Moluscos gastrópodes dos gêneros *Littorina* e *Cerithium* foram observados nessa área. Nos troncos e galhos do mangue encontramos exemplares de caranguejos grapsídeos localmente denominados aratu-marinheiro ou aratu-do-mangue (*Goniopsis cruentata*) e aratu-preguiça (*Aratus pisonii*), além de espécimes de caranguejos pertencentes aos gêneros *Menippe*, *Panopeus* e os siris *Callinectes* spp. escondidos sob anteparos ou semi-enterrados no substrato lamoso. Nas raízes aéreas do mangue, encontramos exemplares da ostra *Crassostrea rhizophorae*, os

moluscos gastrópodos *Neritina*, *Littorina* e *Cerithium*, crustáceos isópodes (e.g. *Ligia oceanica*), anfípodes, poríferos e, ocasionalmente, o camarão semiterrestre *Merguia rhizophorae*. Paguros dos gêneros *Clibanarius* e *Calcinus* também foram observados na planície de marés da praia do Forte, notadamente próximo ao manguezal.

Os autores observaram a ocorrência de tubos externos da poliqueta *Diopatra* sp. (Onuphidae) dispersos na superfície areno-lamosa da planície de maré. É digno de nota a presença de pedaços de plástico e outros materiais de origem antropogênica agregados pela poliqueta ao construir seu tubo de proteção. Santos e Aviz (2018) hipotetizam que os tubos de *Diopatra cuprea* (Polychaeta, Onuphidae) podem servir como engenheiros ambientais em praias arenosas. Ainda de acordo com esses autores, citando Bell et al (1982) e Mangum et al (1968), os elementos utilizados na construção dos tubos externos por *D. cuprea* refletem o material disponível no entorno do animal. Depreende-se daí, que a presença recorrente de material de origem antropogênica nos tubos de *Diopatra* na praia do Forte pode representar um indicador de poluição contumaz na área de estudo.

Corroborando Reise (1985), a diversidade da fauna de invertebrados observados na planície de maré da praia do Forte demonstra um domínio biótico de táxons marinhos.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diversidade faunística observada na pesquisa em campo revelou-se conspícua e de fácil visualização durante as baixa-mares com cotas inferiores a 0.3, desta forma, consideramos a planície de maré da praia do Forte opção relevante para a divulgação de conteúdos pertinentes à Zoologia e Ecologia Marinha através de aulas e visitas de campo monitoradas por profissionais habilitados tendo por público alvo discentes de ensino médio, fundamental ou superior. A praia do Forte encontra-se próxima aos centros de ensino médio e superior na Grande Natal e facilmente acessível pela malha de transporte viário público e privado. Outrossim, é possível planejar as idas a campo com antecipação (observando-se data, altura da cota de maré e horário mais convenientes) consultando-se as tábuas de maré publicadas no site da Marinha do Brasil, selecionando-se a localidade “Porto de Natal”.

Como ferramenta de ação detectada na planície de maré ressalta-se a diversidade e conspicuidade de invertebrados, o que, seguindo diretrizes apresentadas em Neiman e Ades (2014), possibilita ao educador informar sobre a riqueza de espécies que habitam esse ecótono pouco estudado e divulgado, contribuindo para uma sensibilização e eventual mudança favorável de percepção, por parte do público-alvo, quanto à sua importância ecológica. Outro aspecto que pode ser abordado em discussões temáticas seria a distribuição dos animais ao longo da planície de maré, suas inter-relações ecológicas e de como podem ser afetadas pelas atividades humanas,

exemplificadas pelo pisoteio causado por excesso de visitantes, aporte de efluentes de esgoto, acúmulo de lixo doméstico e poluição por plásticos ou hidrocarbonetos. Nesse contexto, de acordo com as recomendações apresentadas em Santos (2011), o responsável pela aula ou visita em campo poderá também abordar noções básicas de Direito do Ambiente e do disposto no art. 225 da Constituição Federal de 1988, efetivando o princípio da educação ambiental e divulgação sobre a biodiversidade segundo as diretrizes apresentadas na Convenção da Diversidade Biológica (art. 13º inciso a do Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998) e Política Nacional da Biodiversidade (componente 6 do Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002),

O presente estudo priorizou a observação direta em campo. Eventuais atividades que impliquem na coleta e/ou captura de material biológico deverão seguir atentamente as regulamentações dispostas na legislação pertinente (atualmente, sugerimos consultar a Instrução Normativa nº 03/01 de setembro de 2014 do Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade).

AGRADECIMENTOS

Os autores reconhecem e agradecem as oportunidades oferecidas pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte, em seus 60 anos de fundação, para a pesquisa em biodiversidade e ensino de Zoologia.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO-DE-ALMEIDA, E.; GONDIM, R.O.; SANTOS, R.L.; SILVA, T.S.; COELHO, M.S.; SANTOS, T.O.B. A interação do ensino de Zoologia com a Educação Ambiental. In: Araújo-de-Almeida, E. (2011). **Ensino de Zoologia: Ensaio Metadisciplinares**. 3 ed. João Pessoa: EDUFPB. 2011. p.157-168.

BELL, S.S.; COEN, L.D. Investigations on epibenthic meiofauna. II. Influence of microhabitat and macroalgae on abundance of small invertebrates of *Diopatra cuprea* tube-caps in Virginia. **Journal of Experimental Marine Ecology** 61, 175–188. 1982.

BRUSCA, R.C.; MOORE, W.; SHUSTER, S.M. **Invertebrates**. 3 ed Sunderland: Sinauer, 2016.

COELHO, M.S.; ARAÚJO-DE-ALMEIDA, E.; SANTOS, R.L. Fauna inquilina de bromélias: proposta de instrumental didático integrando Ecologia, Zoologia e Educação Ambiental. In: Araújo-de-Almeida, E. (2011). **Ensino de Zoologia: Ensaio Metadisciplinares**. 3 ed João Pessoa: EDUFPB. 2011. p.169-194.

HADADD JÚNIOR, V. Acidentes por animais aquáticos brasileiros. In: CARDOSO, J. L. C.; FRANÇA, F. O. S.; WEN, F. H.; MÁLAQUE, C. M. S.; HADDAD JÚNIOR, V. **Animais peçonhentos do Brasil: Biologia, Clínica e Terapêutica dos Acidentes**. 2 ed São Paulo: Sarvier. 2009. p. 283-294.

HADADD JÚNIOR, V. Animais aquáticos de importância médica no Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Uberaba, v.36, n.5, p.; 591-597. 2003.

HALSTEAD, B.W. **Poisonous and venomous marine animals of the world**. 2 ed. Princeton: The Darwin Press. 1978.

MANGUM, C.P., SANTOS, L.S.; RHODES, W.R. Distribution and feeding in the Onuphid polychaete,

Diopatra cuprea (Bosc). **Marine Biology** v.2, p.33–40. 1968.

MITHTHAPALA, S. **Tidal flats. Coastal Ecosystems Series (Vol 5)**. Colombo, Sri Lanka: IUCN. 2013.

NATAL, PREFEITURA MUNICIPAL DO NATAL, SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE E URBANISMO. **Anuário Natal 2011-2012**. Natal: SEMURB. 2011.

NEIMAN, Z.; ADES, C. Contact with nature: effects of field trips on pro-environmental knowledge, intentions and attitudes. **Ciência e Educação**, Bauru, v. 20, n. 4, p. 889-902, 2014.

RECKZIEGEL, G. C.; DOURADO, F. S.; GARRONE NETO, D.; HADDAD JUNIOR, V. Injuries caused by aquatic animals in Brazil: an analysis of the data present in the information system for notifiable diseases. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Uberaba, v. 48, n. 4, p. 460-467, 2015.

REISE, K. **Tidal flat ecology: an experimental approach to species interactions**. Berlin: Springer. 1985.

SANTOS, R.L. Direito ambiental, conservação da biodiversidade e ensino de Zoologia. In: Araújo-de-Almeida, E. (2011). **Ensino de Zoologia: Ensaio Metadisciplinares**. 3 ed. João Pessoa: EDUEPB. p.209-225. 2011.

SANTOS, T.M.T.; AVIZ, D. Macrobenthic fauna associated with *Diopatra cuprea* (Onuphidae: Polychaeta) tubes on a macrotidal sandy beach of the Brazilian Amazon Coast. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom** 1–9. 2018. Disponível em <https://doi.org/10.1017/S0025315418000711>. Acessado em 10.Jan. 2019.

SOBRE OS ORGANIZADORES

TAYRONNE DE ALMEIDA RODRIGUES Filósofo e Pedagogo, especialista em Docência do Ensino Superior e em Biodiversidade. Desenvolve pesquisas na área das ciências ambientais, filosofia do ensino, educação ambiental e ética. É defensor do desenvolvimento sustentável, com relevantes conhecimentos no processo de ensino-aprendizagem. E-mail: tayronnealmeid@gmail.com ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9378-1456>

JOÃO LEANDRO NETO Filósofo, especialista em Docência do Ensino Superior e Gestão Escolar. Publica trabalhos em eventos científicos com temas relacionados a pesquisa na construção de uma educação valorizada e coletiva. Dedicar-se a pesquisar sobre métodos e comodidades de relação investigativa entre a educação e o processo do aluno investigador na Filosofia, trazendo discussões neste campo. Também é pesquisador da arte italiana, com ligação na Scuola de Lingua e Cultura – Itália. Amante da poesia nordestina com direcionamento as condições históricas do resgate e do fortalecimento da cultura do Cariri. E-mail: joaoleandro@gmail.com ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1738-1164>

DENNYURA OLIVEIRA GALVÃO Possui graduação em Nutrição pela Universidade Federal da Paraíba, mestrado pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte e doutorado em Ciências Biológicas (Bioquímica Toxicológica) pela Universidade Federal de Santa Maria (2016). Atualmente é professora titular da Universidade Regional do Cariri. E-mail: dennyura@bol.com.br LATTES: <http://lattes.cnpq.br/4808691086584861>

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-7247-448-1

