

ECOLOGIA DE PEIXES RECIFAIS EM PERNAMBUCO

Organizadores:

Maria Elisabeth de Araújo, Caroline Vieira Feitosa
e Sérgio Macedo Gomes de Mattos



ECOLOGIA DE PEIXES RECIFAIS EM PERNAMBUCO

Organizadores:

Maria Elisabeth de Araújo, Caroline Vieira Feitosa
e Sérgio Macedo Gomes de Mattos

.....

.....

ECOLOGIA DE PEIXES RECIFAIS EM PERNAMBUCO

Organizadores:

Maria Elisabeth de Araújo, Caroline Vieira Feitosa
e Sérgio Macedo Gomes de Mattos



RECIFE, 2018

CRÉDITOS

Foto de capa
Walter Dennis Menezes de Oliveira

Projeto gráfico e diagramação
Tamyres Siqueira e Iana Merisse

Editoração eletrônica
Editora UFPE

Catálogo na fonte:
Bibliotecária Kalina Ligia França da Silva, CRB4-1408

E19	Ecologia de peixes recifais em Pernambuco [recurso eletrônico] / organizadoras : Maria Elisabeth de Araújo, Caroline Vieira Feitosa, Sérgio Macedo Gomes de Mattos. – Recife : Ed. UFPE, 2018. Vários autores. ISBN 978-85-415-1010-3 (online) 1. Oceanografia. 2. Ecologia dos recifes de coral – Pernambuco. 3. Peixes – Pernambuco. 4. Ecossistema – Pernambuco. 5. Ecologia marinha – Pernambuco – Aspectos ambientais. I. Araújo, Maria Elisabeth de (Org.). II. Feitosa, Caroline Vieira (Org.). III. Mattos, Sérgio Macedo Gomes de (Org.). 551.46 CDD (23.ed) UFPE (BC2018-039)
-----	---



Maria Elisabeth de Araújo

Coordenadora do Grupo de Ictiologia Marinha Tropical

Doutora em Ciências Biológicas (UFRJ)

Professora Titular do Departamento de Oceanografia (UFPE)



Caroline Vieira Feitosa

Vice-Coordenadora do Grupo de Ictiologia Marinha Tropical

Doutora em Oceanografia (UFPE)

Professora Associada do Instituto Ciências do Mar (UFC)



Sérgio Macedo Gomes de Mattos

Pesquisador do Grupo de Ictiologia Marinha Tropical

Doutor pelo Instituto de Ciências do Mar - Barcelona, Espanha



Adriane Mendes Vieira Mota

Mota, A. M. V.
UNINASSAU
adrianemendes@yahoo.com.br

Ályssa Thayna Pedrosa Cardoso

Cardoso, A. T. P.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
alyssalyscardoso@gmail.com

André Sucena Afonso

Afonso, A. S.
Departamento de Pesca e Aquicultura
UFRPE
afonso.andre@gmail.com

Andressa Montebello Sales

Sales, A. M.
Departamento de Oceanografia
UFPE
montebelloams@gmail.com

Carlos Augusto França Schettini

Schettini, C. A. F.
Departamento de Oceanografia
UFPE
guto.schettini@gmail.com

Caroline Vieira Feitosa

Feitosa, C. V.
Instituto de Ciências do Mar/Labomar
UFC
carol_feitosa@hotmail.com

Cláudio Henrique Rodrigues Macedo

Macedo, C. H. R.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
claudiohrm@yahoo.com.br

Daniel Lino Lippi

Lippi, D. L.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
daniel_lippi@hotmail.com

Daniele Laura Bridi Mallmann

Mallmann, D. L. B.
Complexo Industrial e Portuário
Governador Eraldo Gueiros
SUAPE
danielemallmann@gmail.com

Demétrio de Lima Figueirôa Câmara

Câmara, D. L. F.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
demetrio_lima_fc@hotmail.com

Eliane Cristina Truccolo

Truccolo, E. C.
Departamento de Oceanografia
UFPE
nane.truccolo@gmail.com

Elisabeth Cabral Silva Falcão

Silva-Falcão, E. C.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
elisabeth_cabral@hotmail.com

Erika Flávia Crispim de Santana

Santana, E. F. C.
UFPB
erika.santana2@gmail.com

Ernesto de Carvalho Domingues

Domingues, E. C.
Departamento de Oceanografia
UFPE
ernestocd@yahoo.com.br

Fábio Hissa Vieira Hazin

Hazin, F. H. V.
Departamento de Pesca e Aquicultura
UFRPE
fhvhazin@terra.com.br

Felipe Monteiro Gomes de Mattos

Mattos, F.M.G
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
felipemgmttos@hotmail.com

Fernanda Maria Duarte do Amaral

Amaral, F. M. D.
Departamento de Biologia
UFRPE
fernandaduarteamaral@gmail.com

Guilherme Ortigara Longo

Longo, G. O.
Departamento de Oceanografia e
Limnologia
UFRN
guilherme.o.longo@gmail.com

Henrique de Albuquerque Maranhão

Maranhão, H. A.
UFPE
henrique_maranhao@hotmail.com

Isabela Carolina Silva Leal

Leal, I. C. S.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
isabellaleal@hotmail.com

Isabela Maria da Silva Araújo

Araújo, I. M. S.
UFRPE
imsaraujo@hotmail.com

Jana Ribeiro de Santana

Santana, J. R.
UFPE
jrribeiro.pesca@gmail.com

João Lucas Leão Feitosa

Feitosa, J. L. L.
Departamento de Zoologia
UFPE
feitosajll@gmail.com

**José Renato Mendes de Barros
Correia**

Correia, J. R. M. B.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
renato.bcorreia@gmail.com

Laís de Carvalho Teixeira Chaves

Chaves, L. C. T.
Tropical Conservation Consortium
lchaves@tropicalcc.org

Manoel Alexandre Barboza Pedrosa

Pedrosa, M. A. B.
Secretaria de Meio Ambiente de
Tamandaré.
manoelpedrosaab@gmail.com

Maria Danise de Oliveira Alves

Alves, M. D. O.
Departamento de Biologia
FAFIRE
danisealves@hotmail.com

Maria Elisabeth de Araújo

Araújo, M. E.
Departamento de Oceanografia
UFPE
betharau08@gmail.com

Maria Jacqueline Gomes de Barros

Barros, M. J. G.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
jacqueline.gomesbarros@gmail.com

Nicole Malinconico

Malinconico, N.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
nicolemalin2611@hotmail.com

Patrícia Silva Basílio Dantas

Dantas, P. S. B.
Departamento de Oceanografia
UFPE
pbasilio12@hotmail.com

Paulo Wanderley de Melo

Melo, P. W.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
paulowmelo03@gmail.com

Pedro Bastos de Macêdo Carneiro

Carneiro, P. B. M.
Instituto de Ciências do Mar/Labomar
UFPI
pedrocarneiro@ufpi.edu.br

Pedro Henrique Cipresso Pereira

Pereira, P. H. C.
APA Costa dos Corais
pedrohcp2@yahoo.com.br

Sérgio Macêdo Gomes de Mattos

Mattos, S. M. G.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
smgmattos@outlook.com

Sigrid Neumann-Leitão

Neumann-Leitão, S.
Departamento de Oceanografia
UFPE
sigridnl@uol.com.br

Siglia Karine de Souza Barbosa

Barbosa, S. K. S.
UNINASSAU
siglia_meg@hotmail.com

Simone Ferreira Teixeira

Teixeira, S.F
UPE
teixeirasf.upe@gmail.com

Simone Marques

Marques, S.
Departamento de Oceanografia
UFPE
simonemarbio@gmail.com

Vanildo Souza de Oliveira

Oliveira, V. S.
Departamento de Pesca e Aquicultura
UFRPE
vanildo@depaq.ufrpe.br

Walter Dennis Menezes de Oliveira

Oliveira, W. D. M.
Grupo de Ictiologia Marinha Tropical
UFPE
wdmoliveira@gmail.com

William Severi

Severi, W.
Departamento de Pesca e Aquicultura
UFRPE
wseveri@gmail.com

Xiomara Franchesca García Díaz

Díaz, X. F. G.

Departamento de Oceanografia

UFPE

Correio eletrônico: xiofra@gmail.com

Yuri Vieira Niella

Niella, Y. V.

Departamento de Pesca e Aquicultura

UFRPE

yuri.niella@gmail.com

ABREVIATURAS:

APA - Área de Proteção Ambiental

APTA - Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios

FAFIRE - Faculdade Frassinetti do Recife

UEM - Universidade Estadual de Maringá

UFAL - Universidade Federal de Alagoas

UFBA - Universidade Federal da Bahia

UFC - Universidade Federal do Ceará

UFF - Universidade Federal Fluminense

UFMA - Universidade Federal do Maranhão

UFPB - Universidade Federal da Paraíba

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

UFPR - Universidade Federal do Paraná

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte

UFRPE - Universidade Federal Rural de Pernambuco

UNINASSAU - Centro Universitário Maurício de Nassau

UNIRIO - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

UniVali - Universidade Vale do Itajaí

UPE - Universidade de Pernambuco

Muitas pessoas contribuíram para que esta obra se concretizasse ajudando no trabalho de campo, de laboratório, análise de dados, elaboração de mapas e figuras, fotografias, correções de texto, editoração do livro, e financiamento de pesquisas cujos resultados estão aqui apresentados.

Inicialmente, agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por diversas bolsas de pesquisadores e de pós-graduandos concedidas aos autores deste livro, e pelo relevante financiamento do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) - Zonas Costeiras de Pernambuco (Sítio 27) - que no triênio 2009-2012 subsidiou praticamente todos os estudos de caso aqui apresentados.

Os autores gostariam de agradecer à equipe do Grupo de Ictiologia Marinha Tropical (IMAT-UFPE) pelos vários mergulhos que geraram a coleta e manutenção do banco de dados PELD: Me. Daniel Lino Lippi, Prof^a. Dr^a. Caroline Vieira Feitosa, Me. Marcus Vinícius B. dos Santos, Me. Cláudio Henrique R. Macedo, Me. Felipe M. Gomes de Mattos, Me. Walter Dennis M. de Oliveira, Me. José Renato Correia, Me. Camila Gusmão, Me. Nicole Lellys, Me. Elisabeth Cabral, Gestor Ambiental Esp. Rafael Bispo, coordenados pela Prof^a. Dr^a. Maria Elisabeth de Araújo. À Prof^a. Dr^a. Simone Rabelo da Cunha e Me. Leonor Garcia Vares pelo auxílio na identificação das algas e análise e processamento dos dados.

Além das pesquisas desenvolvidas durante o PELD, o estudo dos naufrágios contou com o apoio das operadoras de mergulho Syrien Divers e Aquáticos Centro, com fotografias, na logística e transporte para os mergulhos. Também agradecemos a vários mergulhadores voluntários, e ao estudante do curso de Oceanografia da UFPE, Erandy Gomes da Silva, pela participação no trabalho em campo e a vetorização das figuras utilizadas nesta pesquisa.

O Projeto Conservação Recifal (PCR) também viabilizou o equipamento fotográfico e apoiou parte da pesquisa sobre a interação dos peixes com corais. Os autores do “Projeto Hidrodinâmica e processos de transporte na plataforma continental de Pernambuco”, financiado pelo CNPq, agradecem ao Prof. Ronaldo Cavali, coordenador do Projeto Cação de Escamas, com o qual foi possível a instalação do ADCP ao largo de Recife.

No trabalho de editoração, nosso muito obrigada às Professoras Gilda Lins (*in memoriam*) e Dra. Maria José de Matos Luna que estimularam e acompanharam o projeto do livro desde o início, e aos atuais editores da UFPE e às eficientes secretária, Natássia Melo, e diagramadora, Tamyres Siqueira, por realizarem este sonho.

Gostaríamos de agradecer principalmente a todos os doutores e professores que dispuseram seu tempo para revisar, como especialistas, os capítulos deste livro, incrementando a qualidade de seus conteúdos, sem receber qualquer *pro labore*. Destacamos aqui autores que, gentilmente, revisaram conteúdo e formato de outros capítulos: Prof. Dr. Guilherme Longo (UFRN) e Me. Daniel Lino Lippi, Demétrio Câmara, Me. Felipe Gomes de Mattos, Prof. Dr. João L. Feitosa, Dr. Pedro Cipresso Pereira e Me. Walter D. Oliveira. De igual modo, os fotógrafos que permitiram a publicação de suas fotografias no livro. As listas dos nomes dos revisores e fotógrafos constam a seguir.

REVISORES

Alberto Freire Amorim

Instituto de Pesca - APTA

Ana Lúdia Bertoldi Gaspar

Departamento de Oceanografia - UFPE

Andréa Bialetzki

Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aqüicultura - UEM

Áthila Bertoncini Andrade

Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada - UNIRIO

Bárbara Ramos Pinheiro

Departamento de Oceanografia - UFPE

Carlos Eduardo Peres Teixeira

Instituto de Ciências do Mar - UFC

Cassiano Monteiro Neto

Departamento de Biologia Marinha - UFF

Enrico Bernard

Departamento de Zoologia - UFPE

Fernando de Figueiredo Porto Neto

Departamento de Zootecnia - UFRPE

Geórgenes Hilário Cavalcante Segundo

Instituto de Ciências Atmosféricas - UFAL

Humberto Gomes Hazin

Departamento de Pesca e Aquicultura - UFRPE

Joaquim Olinto Branco

Departamento de Biologia - UniVali

José Carlos Pacheco dos Santos

Departamento de Pesca e Aquicultura - UFRPE

Múcio Luiz Banja Fernandes

Departamento de Ciências - UPE

Paula Cilene Alves da Silveira

Departamento de Oceanografia e Limnologia - UFMA

Paulo de Oliveira Mafalda Júnior

Instituto de Biologia - UFBA

Raimundo Nonato de Lima Conceição

Departamento de Engenharia de Pesca - UFC

Rodrigo de Salles

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Rodrigo Pereira Medeiros

Centro de Estudos do Mar - UFPR

Silvia Helena Lima Schwamborn

Núcleo de Biologia - UFPE

Tereza Cristina Medeiros de Araújo

Departamento de Oceanografia - UFPE

Walter Dennis Menezes de Oliveira

Capa do livro e capas dos capítulos 1 e 10

Cláudio Henrique Rodrigues Macêdo

Capas dos capítulos 2 e 12, figuras 12.1, 12.2 e 12.8 (A, B e C)

Daniel Lino Lippi

Capa do capítulo 9 e figuras 11.6, 12.7, 12.8 (D, E e F) 12.10 e 13.5 (exceto foto 1)

Pedro de Souza Pereira

Capa do capítulo 3

Ernesto de Carvalho Domingues (Infomares)

Capa do capítulo 4

William Robbins

Capa do capítulo 5

Newton Batista Oliveira

Capa do capítulo 6

Maria Danise de Oliveira Alves

Capa do capítulo 7

Elisabeth Cabral Silva Falcão

Capa do capítulo 8 (com Lucas G. Pereira Figuerêdo) e figura 7.3

Max Moreno Glegiston

Capa do capítulo 11 e figura 11.7

Pedro Henrique Cipresso Pereira

Capa do capítulo 13 e figuras 10.1, 10.4 (F), 10.5 e 13.6

João Lucas Leão Feitosa

Figuras 1.1, 1.2, 1.4, 1.5, 1.6, 2.2, 2.3, 2.6, 2.10, 2.11 e 2.12

Carolina Cerqueira de Paiva

Figura 13.5 (foto 1)

Patrícia Silva Basílio Dantas

Figuras 10.6, 10.7, 10.11 e 10.12

Nicole Malinconico

Figuras 10.8, 10.9 e 10.10

Isabela Carolina Silva Leal

Figuras 10.4 (A, B, C, D, E)

Pedro Bastos de Macêdo Carneiro

Figura 9.1

Erika Flávia Crispim de Santana

Figura 10.13

Seja qual for a hora em que você começou a ler essa obra, prepare-se: não vai conseguir parar.... Foi o que aconteceu comigo, parecia salgadinho, você sempre quer mais!

Há 55 anos estudo nossos peixes marinhos e poucos são os trabalhos que me surpreenderam tanto quanto esse sobre os peixes recifais de Pernambuco.

Nas últimas décadas foram vários os livros de porte sobre os nossos peixes marinhos, obras de autor: do essencial e pioneiro “Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil”, seis volumes publicados entre 1977 e 2000, dos queridos mestres José Lima de Figueiredo e Naércio Aquino Menezes, à recente e excelente série de quatro tomos “Biodiversidade Marinha da Bacia Potiguar/RN”, 2010 -2015, de José Garcia Jr., Liana Mendes, Cláudio Sampaio (Buia), Jorge Lins, Marcelo Nóbrega, Fabio Di Dario, Luciano Fischer e Michel Mincarone. Outros foram publicados a partir das pesquisas realizadas em função do Projeto REVIZEE, como também os de áreas mais específicas como jovens e larvas, listas regionais de espécies, e inventários de peixes marinhos em geral ou ordens e famílias em particular. Todos, sem exceção, fundamentais para a Ciência e acrescento este aqui, é primoroso!

Parafraseando Mário de Pinna, ao prefaciando um dos volumes potiguares: “Uma das grandes frustrações de se viver em nossa época é testemunhar o declínio da extraordinária diversidade biológica de nosso planeta”. Acrescento que, além do declínio da biodiversidade, frustrante também é assistirmos ao mesmo, sem compreender a ecologia de muitos ambientes, entre eles, o recifal.

A obra que você agora lê é pródiga, única, essencial. A editoria impecável da amada Beth Araújo, da Caroline Feitosa e do Sérgio Mattos, apresenta, de maneira perfeita, coerente, uma sequência extremamente agradável para se entender a ecologia dos peixes recifais em Pernambuco.

A Parte I é composta por dois capítulos-tratados: um explora a composição dos ambientes recifais do Brasil; o outro relata os impactos antropomórficos e sugere soluções. A Parte II, dos capítulos 3 a 13, apresenta textos mais curtos, mas não menos completos e, em certas situações, igualmente complexos e, raridade, claros. Parabéns, mesmo, a todos os autores! Além de entender a ecologia

de peixes recifais, você vai ter verdadeiras “aulas” de oceanografia, geografia e história de Pernambuco, de sistemática, comportamento, relações tróficas, pesca, intervenções humanas (para melhor ou pior...), naufrágios (com um manual espetacular sobre mergulho ecológico!) e conservação.

Um livro sobre história natural EXIGE fotografias de qualidade, que bom (!), porque é uma das características deste! Obrigado, seus registros fotográficos são ótimos!

E, finalmente, o bônus extra do livro: a bibliografia. Dois capítulos tratam do tema de forma clara, 5 e 6, mas preste atenção a todos e a cada um dos demais, são ricos em referências, que por si só são ferramenta básica para nosso dia-a-dia.

Beth, Caroline, Sérgio, obrigado, pela obra, pelo conteúdo, pelo convite para prefaciar, foi um prazer!

Alfredo Carvalho-Filho
Ictiologista - Fish Bizz Ltda.

A coletânea de textos deste livro é uma importante contribuição para estudantes de graduação, como também de pós-graduação de Oceanografia, além de demais cursos da área de Ciências do Mar. Nesses tempos difíceis para se fazer ciência no Brasil, tal feito é mais uma prova do enorme esforço da equipe de organizadores e autores para a promoção do conhecimento, numa busca sempre bem-vinda de compartilhamento do que é produzido nos laboratórios e pesquisas das instituições envolvidas. Nesse sentido, vale destacar o papel crucial do Grupo de Ictiologia Marinha Tropical para essa importante publicação. *Ecologia de peixes recifais em Pernambuco* reúne 13 capítulos que apresentam um importante levantamento bibliográfico e estudos de caso no litoral pernambucano, com temas atraentes e cheios de detalhes que garantem uma leitura acessível, prazerosa e, inquestionavelmente, enriquecedora em termos acadêmico-científicos. Os autores proporcionam, de forma didática, conteúdos inéditos, sobretudo na área de Oceanografia Biológica. Vale ressaltar as instituições envolvidas que contribuíram para a construção do livro, com destaque para o CNPq, o qual cumpre o essencial papel de formação de recursos humanos e de fomento à pesquisa no Brasil. Espera-se ter deixado aqui o convite para que o(a) leitor(a) aproveite, ao máximo, as contribuições dos autores e, ao mesmo tempo, que isso fomente ainda mais reflexões sobre a ecologia de peixes recifais brasileiros. Enfim, boa leitura!

Prof. Dr. Antônio Vicente Ferreira Jr.
Coordenador do Curso de Graduação,

Prof. Dr. Jesser Fidelis de Souza F^o.
Coordenador do Curso de Pós-Graduação

Prof. Dr. José Souto Rosa F^o.
Chefe do Departamento de Oceanografia da UFPE

Nesta obra os organizadores compilam muitas informações científicas disponíveis em artigos e capítulos de livros, a maioria delas ainda não publicada, em um livro didático com exemplos característicos de pesquisas desenvolvidas no litoral de Pernambuco. Neste estado estão reunidas praias e manguezais em uma costa protegida por recifes, que permitem a existência de uma grande diversidade de ecossistemas integrados responsáveis pela vida de muitos organismos aquáticos. Esta variedade tropical sempre atraiu a presença humana, cujos serviços ecológicos geram bem-estar social, econômico e ambiental. Ações antropogênicas influenciam as comunidades faunísticas que habitam esses ecossistemas, com especial destaque para os peixes recifais, objeto deste livro. Para munir o(a) leitor(a) de elementos atuais, o livro foi estruturado em treze capítulos e em duas partes, sendo a primeira teórica e a segunda com estudos de caso.

Os dois primeiros capítulos, que compõem a Parte I, trazem embasamentos teóricos - oriundos de um relevante levantamento bibliográfico - sobre os ambientes recifais brasileiros, as relações entre a ictiofauna e a diversidade de organismos existentes, o papel dos peixes herbívoros e os impactos das ações humanas. Nesses capítulos verifica-se a vulnerabilidade aos impactos antropogênicos decorrentes das atividades de pesca e infraestrutura náutica e portuária, recreação e turismo que desequilibra a ictiofauna, sobretudo devido à destruição dos habitats.

O Capítulo 1 apresenta um breve histórico da formação dos recifes no Brasil e o papel das algas como competidoras com os corais e a função de peixes e outros herbívoros como força estruturadora das comunidades bentônicas. Também verificam-se os fatores bióticos e abióticos que compõem a complexidade desses ambientes, os quais vêm sofrendo modificações constantes pelas ações do homem, e sua capacidade de recuperação após eventos impactantes sequenciais, a exemplo de mudanças na abundância de espécies e sua diversidade.

A abundância de seus indivíduos e a diversidade de espécies, principalmente de peixes, podem indicar o estado de saúde dos ecossistemas recifais, através das variações correlacionadas às mudanças naturais ou antropogênicas, uma vez que afetam a complexa e intrínseca relação existente entre organismos. Os desafios para o conhecimento dessa riqueza, os esforços de monitoramento

para a conservação, bem como a necessidade de detecção pontual e holística dos mais diversos e severos impactos causados pelo homem estão evidenciados no Capítulo 2.

Os estudos de caso, que compõem os demais capítulos que formam a Parte II, destacam algumas particularidades ambientais marcantes em nosso litoral. Suas principais características ambientais e socioeconômicas estão descritas no Capítulo 3, enfatizando-se sua separação em três áreas. Destacam-se as características fisiográficas marcantes – a plataforma interna, as linhas de praias e os recifes costeiros (com maior ênfase na costa sul) – e a formação de estuários e manguezais, resultado da afluência de rios de pequeno porte e extensão, assim como do regime de marés e ventos que atingem nosso litoral. Apresenta-se, ainda, os municípios que ali se desenvolveram, os quais contribuem para enaltecer características marcantes do ponto de vista social e econômico.

O Capítulo 4, elaborado com dados inéditos e atuais, traz uma descrição geral das condições meteorológicas e oceanográficas na Plataforma Continental em Pernambuco, uma faixa estreita e aproximadamente retangular. As características físicas das águas neste domínio variam sazonalmente em resposta às mudanças do regime de aporte fluvial e ventos, o principal agente controlador da circulação. A salinidade apresenta variações no período chuvoso e torna-se mais homogênea no período seco, ocorrendo o inverso com a temperatura. A relação entre esses fatores físicos é relevante para se entender aspectos ecológicos dos peixes marinhos.

Por suas características físicas e pelos muitos impactos antropogênicos ecologicamente destrutivos, o litoral de Pernambuco constitui uma área de referência mundial quando se trata de acidentes humanos com tubarões. Estes, juntamente com as raias, estão dentre os organismos nos níveis tróficos mais altos, o grupo dos elasmobrânquios destacado no Capítulo 5, cuja importância para o equilíbrio ecológico dos processos de transferência de energia disponível dele depende. Uma compilação sobre as publicações que tratam desses peixes é analisada e se reforça a necessidade do desenvolvimento de novas pesquisas, principalmente sobre as espécies de raias.

No Capítulo 6 levanta-se o conhecimento existente sobre os peixes ósseos (Actinopterygeos) registrados para a costa de Pernambuco, em um esforço de reunir as publicações divulgadas em revistas científicas e livros, bem como na forma

de dissertações e teses, durante quase seis décadas. Analisa-se a memória dessa produção científica e recupera-se a trajetória profissional de pesquisadores docentes que influenciaram estudantes e determinaram as linhas de pesquisa e as áreas de estudo predominantes no Estado. Trata-se, portanto, de um levantamento qualitativo, pautado em uma abordagem quantitativa com base em cinco categorias: 1) sistemática taxonômica; 2) biologia populacional; 3) dinâmica populacional; 4) ecologia; e 5) biologia da conservação.

Na sequência (Capítulo 7) busca-se entender a teia trófica pelágica nos mares e oceanos através das comunidades de plâncton e peixes; fundamental para o funcionamento de um ecossistema. É notório que a densidade, a composição de espécies e a distribuição de tamanho no plâncton são controladas não só pelas condições de nutrientes, mas também pelas fases planctônicas de muitas espécies de peixes, que podem ser classificadas como positivas, negativas ou neutras, interferindo potencialmente no ciclo de vida dos peixes.

A interconectividade dos ecossistemas costeiros e o modo como estes garantem que o ciclo de vida dos peixes seja completado, utilizando-se a distribuição espaço-temporal do icitoplâncton como indicadores dos ambientes que formam esse mosaico, está demonstrado no Capítulo 8. A troca de indivíduos entre populações locais é uma das formas de conectividade mais importante e difícil de estimar no manejo da zona costeira, principalmente para estabelecer a amplitude espacial em que os indivíduos deslocam-se entre ecossistemas ao longo do seu ciclo de vida.

Os organismos que colonizam as estruturas rochosas, como os corais e as algas, determinam a ictiofauna recifal, relações abordadas no Capítulo 9, com base nos valiosos resultados obtidos pelo PELD - CNPq. Alterações decorrentes do aquecimento global, que causa o branqueamento de corais, e de ações humanas, como o pisoteio de turistas e a pesca descontrolada de peixes, são responsáveis pelo declínio dessa fauna. Apresenta-se a composição específica de algas e corais, além de outros organismos epibentônicos, e discute-se a herbivoria que determina esse processo de controle e tem os peixes herbívoros como os principais controladores da dinâmica ali desenvolvida.

Dando continuidade ao conhecimento gerado sobre essas estruturas, as colônias de corais podem prover habitats e disponibilizar alimentação para muitas

espécies de peixes, formando estruturas que garantem áreas de refúgio contra predadores e podem influenciar o comportamento de fuga de peixes, ou possibilitar a cópula de algumas espécies. Essas e outras informações contidas no Capítulo 10 tratam de artigos recém publicados sobre as principais relações dos peixes recifais e os corais ramificados.

Como seres nectônicos, os peixes podem ocupar os mais diversos habitats, sejam eles naturais ou não. Naufrágios são usualmente assumidos como recifes artificiais porque aumentam a riqueza e diversidade da fauna no local: este é o tema abordado no Capítulo 11. Recife é considerada a capital dos naufrágios no país, e o interesse econômico pelo mergulho recreativo aumenta o número de afundamentos intencionais. Sabe-se que a superfície rígida do naufrágio funciona como habitat para o assentamento de fauna e flora, mas questiona-se se essas estruturas são realmente eficazes para a gestão pesqueira e restauração de habitats. Questões conservacionistas, que atingem a ictiofauna, e a proibição da pesca em naufrágios são também abordadas.

O Capítulo 12 contribui com informações sobre a diversidade biológica de espécies que ocorrem nas pescarias com covos em recifes costeiros, explorados predominantemente pela pesca artesanal e de pequena escala, através de uma abordagem sobre a composição das capturas, examinando as espécies alvos e aquelas consideradas como fauna acompanhante e os descartes. O estudo, além de gerar dados sobre a pesca em Pernambuco, permitiu examinar procedimentos de gestão que possam minimizar os impactos da pesca comercial sobre os estoques pesqueiros e sobre o equilíbrio trófico nesse rico ecossistema, observando as expectativas de consumo do mercado e a pressão dos pescadores para cobrir os custos das operações de pesca e garantir uma exploração pesqueira sustentável.

Talvez mais do que qualquer impacto humano ao ambiente, a destruição de seus habitats nos ecossistemas diminui a resiliência de quase todos os seres vivos. As unidades de conservação, quando bem administradas, são uma esperança para a conservação do meio ambiente. Mas não é isso que se verifica na esfera estadual. Recomendações embasadas na análise documental e vivenciada na Área de Proteção Costa dos Corais podem servir como exemplos para que a natureza continue exuberante e saudável. O Capítulo 13 introduz o leitor no arcabouço

legal e institucional por trás da criação e gestão de unidades de conservação atualmente vigente no Brasil, obviamente destacando as principais no Estado, enaltecendo a importância na padronização e organização das modalidades de manejo ambiental.

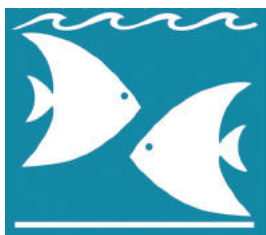
Participaram da elaboração desta obra cerca de 44 autores e 21 revisores especializados nos diferentes assuntos compreendidos nesses treze capítulos. Aliado ao prazeroso labor de coordenação está a responsabilidade com o conteúdo apresentado, aqui exposto às críticas e às sugestões dos leitores que serão bem vindas e avaliadas para suportar as bases da ciência e do conhecimento. Sintam-se convidados (as) a propor melhorias, pois este livro está voltado a todos que amam os peixes e o litoral, principalmente aos estudantes e professores nas ciências ambientais, biológicas e oceanográficas.

Boa leitura!

Os organizadores

.....

.....



PARTE I

Ambientes recifais e impactos
antropogênicos: uma revisão

CAPÍTULO 1

Jovem da espécie herbívora *Sparisoma amplum* alimentando-se de algas.

Foto: Walter Oliveira



AMBIENTES RECIFAIS BRASILEIROS, COMUNIDADES BENTÔNICAS E HERBIVORIA POR PEIXES

João Lucas Leão Feitosa e Guilherme Ortigara Longo

1.1. INTRODUÇÃO

Os fatores determinantes da comunidade bentônica de um recife são bastante complexos e incluem tanto fatores abióticos, como a ação de ondas, temperatura, salinidade e sedimentação; como fatores biológicos, como a predação, competição por substrato e a herbivoria. Em ambas as instâncias, esses fatores vêm sendo constantemente modificados pelo homem, através de influências diretas, como a retirada de organismos para seu uso, ou indireta, como o aumento da sedimentação pela retirada das matas ciliares. A incidência de múltiplos impactos antrópicos, associados a perturbações naturais do ambiente, estão levando os recifes de coral, ao redor do globo, ao declínio. Estes impactos ocorrem desde a escala do organismo, como o branqueamento e doenças em corais, até a escala ecossistêmica como a eutrofização, aumento da sedimentação, sobrepesca e o aquecimento global, diminuindo a capacidade de recuperação dos corais após eventos impactantes sequenciais, conhecida como resiliência (Bellwood, Hughes, Folke & Nyström 2004; Hughes *et al.*, 2007). Estes impactos alteram a composição da comunidade recifal, ocasionando mudanças na abundância de espécies e sua diversidade (Jackson *et al.*, 1992). Em recifes de coral no Caribe e Pacífico, por exemplo, registrou-se uma mudança de um estado previamente dominado por corais para uma fase atual de dominância por macroalgas (Hughes, 1994; Mumby *et al.*, 2006). Dada a complexidade e sinergia dos fatores que determinam a comunidade bentônica que vemos hoje, é importante entender o histórico de formação dos recifes de coral do Brasil, o papel das algas como competidoras e a função da herbivoria como força estruturadora das comunidades bentônicas.

1.2. OS RECIFES DE CORAL BRASILEIROS

1.2.1. COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO

A fauna de corais do Brasil possui pelo menos três características que a difere de outros sistemas recifais do mundo: (1) apresenta uma diversidade de espécies muito reduzida; (2) possui espécies endêmicas, algumas com papel importante na bioconstrução de recifes e; (3) é composta principalmente por espécies com crescimento massivo (Leão, Kikuchi & Testa, 2003). Cinco espécies de corais são endêmicas do Brasil, e algumas possuem afinidade com as espécies do Caribe, enquanto que outras são relativas a fauna coralina do Terciário, encontradas no Mediterrâneo e na Flórida apenas como fósseis (Maida & Ferreira, 1997). Estas espécies menos derivadas são as formas mais comuns da fauna coralina brasileira, de crescimento massivo. São uma herança de uma fauna comum com o Caribe, que existia entre o final do Mioceno e o início do Plioceno, momento quando o rio Amazonas passou a desaguar no oceano Atlântico, isolando as águas da província brasileira (Frost, 1977). Além disso, os recifes brasileiros não possuem os acroporídeos, espécies mais derivadas e de crescimento ramificado, que são os principais corais da crista recifal e dos recifes mais expostos do Caribe (Leão, Kikuchi & Testa, 2003).

As espécies de corais brasileiras estão distribuídas desde a foz do rio Amazonas até o litoral catarinense; possuindo certos isolamentos geográficos resultantes da foz do rio São Francisco e da foz do rio Doce. A região Nordeste do Brasil é onde os recifes de coral são mais abundantes, enquanto que as regiões Norte e Sudeste são consideradas regiões de “empobrecimento” em corais hermatípicos (Laborel, 1969). Dentre as espécies de coral endêmicas brasileiras, *Mussimilia braziliensis* e *Favia leptophylla* são as de maior confinamento geográfico, ocorrendo apenas no litoral baiano; enquanto que *Mussismilia hispida*, *Mussismilia harttii* e *Siderastrea stellata* possuem as distribuições mais amplas, ocorrendo desde ilhas oceânicas até a costa sudeste. Dentre os corais de distribuição mais ampla, *Favia gravida* é endêmica do Atlântico sul (Brasil e Ilha de Ascensão), enquanto *Siderastrea* spp., *Porites astreoides*, *P. branneri*, *Agaricia agaricites*, *A. fragilis*, *Montastraea cavernosa* e *Madracis decactis* são cosmopolitas e comuns as faunas caribenha e brasileira (Leão, Kikuchi & Testa, 2003) (Figura 1.1).

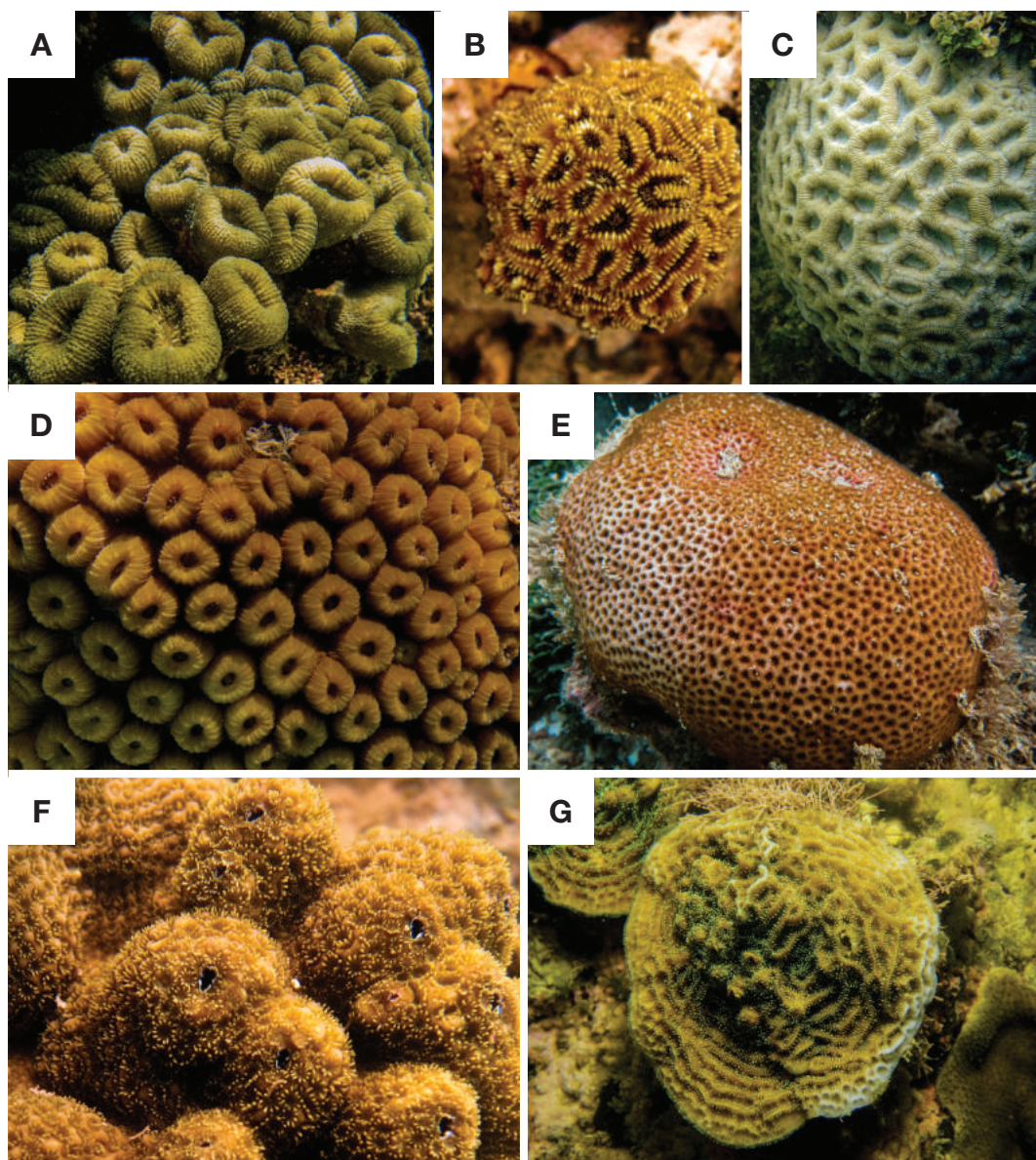


Figura 1.1 – Principais espécies de coral presentes na costa Nordeste do Brasil. (A) *Mussismilia harttii*; (B) *Favia gravida*; (C) *Mussismilia hispida*; (D) *Monastrea cavernosa*; (E) *Siderastrea stellata*; (F) *Porites astreoides*; (G) *Agaricia humilis*. Fotos: João Feitosa.

1.2.2. SURGIMENTO E CRESCIMENTO

O surgimento dos recifes de coral costeiros no Brasil acompanhou padrões de alterações no nível do mar pós-glaciação, e são caracterizados por quatro fases de crescimento (*sensu* Leão, Kikuchi & Testa, 2003): 1) iniciação e estabelecimento

dos recifes 2) rápido crescimento vertical 3) crescimento lateral dos recifes e 4) degradação dos recifes.

Há 10.000 anos atrás, o nível do mar no Brasil se encontrava abaixo da plataforma continental, devido ao último período glacial. Segundo estudos geológicos, entre 8.000 e 7.000 anos a plataforma continental brasileira começou a se tornar alagada (Martin, Flexor, Blitzkow & Suguio, 1985) e os recifes brasileiros começaram sua formação sobre a plataforma (Leão, Kikuchi & Testa, 2003). Os recifes mais antigos já datados estão presentes próximos a quebra da plataforma e possuem 6.600 anos. Entretanto, as formações recifais que se instalaram na borda da plataforma não conseguiram acompanhar a subida rápida do nível do mar, devido ao crescimento lento característico dos corais, e hoje a maioria destas formações se encontra recoberta por sedimentos e rodólitos de algas coralinas (Kikuchi & Leão, 1998). Por outro lado, os recifes que surgiram mais próximos da costa apresentaram um rápido crescimento vertical com o aumento do nível do mar até os 5 a 4 mil anos atrás, período no qual estes recifes puderam crescer mais de 10 m em altura em menos de 3000 anos. O crescimento vertical destas estruturas parou uma vez que alcançaram o nível do mar na época, que era aproximadamente quatro metros acima do nível atual (Martin, Flexor, Blitzkow & Suguio, 1985), onde se iniciou um processo de crescimento horizontal. Estudos com datação demonstraram que os recifes de Alagoas e Pernambuco alcançaram seus topos entre 5.700 e 3.900 anos atrás, provavelmente iniciando seu crescimento lateral neste período (Barbosa, Bittencourt, Dominguez & Martin, 1986; Dominguez, Bittencourt, Leão & De Azevedo, 1990). Como consequência da diminuição do nível do mar ao longo do tempo até os níveis atuais, todos os recifes próximos da costa se tornaram emersos, sofrendo a erosão das ondas, resultando no aplanamento das suas superfícies, dando aos recifes sua conformação atual.

Com a retração do nível do mar, os recifes também ficaram mais próximos da linha de costa, sendo submetidos aos impactos de altos níveis de sedimentação, turbidez e insolação. Tais impactos resultaram em uma mudança na comunidade coralina, incluindo das suas espécies dominantes, a diminuição dos tamanhos das colônias (de um tamanho médio de 60 cm para 12 cm) e um grande aumento da mortalidade, resultando na diminuição na cobertura de corais. As condições ambientais extremas das águas brasileiras, que são opostas a maioria dos sistemas

recifais descritos na literatura, excedem a tolerância da maioria das espécies de coral, limitando a presença de somente espécies mais resistentes e adaptadas (Leão, Kikuchi & Testa, 2003).

1.2.3. REDUÇÃO DA COBERTURA CORALÍNEA NOS DIAS ATUAIS

A costa brasileira é raramente afetada por eventos climáticos extremos, como furacões e tornados, que possuem grande influência nos recifes do Indo-Pacífico e Caribe, sendo o impacto humano a maior ameaça aos recifes brasileiros. Dentre as atividades humanas que mais impactam os recifes encontram-se as más práticas de uso do solo, a poluição doméstica e industrial, a sobreexploração dos recursos recifais e o turismo descontrolado (Maida & Ferreira, 1997). No Nordeste do Brasil, o desmatamento para uso da madeira e a plantação de cana-de-açúcar deu origem a um aumento da sedimentação. Os recifes costeiros de Tamandaré, por exemplo, sofrem um alto impacto de sedimentação, podendo alcançar valores de até $99 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no inverno (Macedo, 2009), enquanto que em Abrolhos esses valores não ultrapassam os $20 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Leão & Kikuchi, 2005) e no Caribe não superam os $10 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Rogers, 1983).

No Brasil, devido a esses variados impactos de origem continental, as maiores coberturas coralinas são observadas em recifes mais distantes da costa, alcançando uma média máxima de ~30%, como observado em Abrolhos, na Bahia (Pitombo, Ratto & Belém, 1988). Apesar da falta de estudos que quantifique a perda de cobertura coralina no Brasil, existem relatos sobre a redução na cobertura de coral nos recifes costeiros de aproximadamente 25% nos anos 60 (como observado por Jaques Laborel), para menos de 5% nos anos 2000 (Ferreira & Maida, 2006). Estima-se que a cobertura de coral em recifes de outras regiões do mundo também se encontre em declínio em relação a cobertura coralina. Nos recifes da Grande Barreira de Corais, por exemplo, a cobertura média de corais mudou de mais de 30% para menos de 15% nas últimas três décadas, uma mudança associada a ciclones, eventos de branqueamento e explosões populacionais de predadores de coral (De'ath, Fabricius, Sweatman & Puotinen, 2012). No Caribe, alguns sítios tiveram a cobertura de corais reduzida de ~40% para menos de 10% (1970 a 1990) devido a sobrepesca de peixes herbívoros, ciclones e doenças que afetaram ouriços com um importante papel no controle das algas (Hughes, 1994). Trabalhos

mais recentes indicam quedas ainda mais bruscas na cobertura de corais em diversos locais do Pacífico. Na Grande Barreira de corais áreas, que anteriormente sustentavam cerca de 80% de cobertura de corais, hoje caíram para menos de 30% (Bruno & Selig 2007). De maneira similar, no Caribe a cobertura de coral reduziu de 50 para 10% (Gardner *et al.*, 2003). Em um cenário de mudanças climáticas, principalmente devido ao aumento da temperatura do mar, a incidência e a potência de eventos catastróficos, como ciclones, vêm aumentando nas últimas décadas (Emanuel, 2005; Trenbeth, 2005; Webster, Holland, Curry & Chang, 2005).

1.3. AS ALGAS E SUAS FUNÇÕES ECOLÓGICAS

1.3.1. COMPETIÇÃO ENTRE CORAIS E ALGAS

Diversos organismos bentônicos competem por espaço para viver nos substratos duros formados pelos corais e outros organismos construtores. Os corais e as algas são constantemente referenciados por tal competição por substrato, onde ambos a realizam através de diferentes estratégias de vida. Quando comparados às algas, os corais apresentam um crescimento mais lento e, em geral, estratégias reprodutivas são mais pontuais e dependentes de fatores ambientais específicos. Além disso, algas rapidamente colonizam esqueletos de coral após sua morte, podendo levar alguns pesquisadores ao equívoco de assumir que são competidoras superiores aos corais (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001) (Figura 1.2).

Os corais são exímios competidores nos recifes, podendo inibir o crescimento de algas (De Ruyter Van Steveninck, Van Mulekom & Breeman, 1988; McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001) ou sobrepor seu crescimento e matá-las (Meesters & Bak, 1994; Meesters, Noordeloos & Bak, 1994; Meesters, Pauchli & Bak, 1997), tanto quando recrutas (Littler & Littler, 1997), como quando adultos (Bak, Brouns & Heys, 1977). Por outro lado, as macroalgas podem exercer efeitos negativos sobre os corais através de abrasão, sombreamento, alelopatia, sobrecrecimento, ou ainda através de efeitos indiretos causados por vetores de patógenos, predadores ou liberando compostos que desestabilizam a microbiota associada aos corais (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001; Nelson *et al.*, 2013; Nugues, Delvoye & Bak, 2004; Smith *et al.*, 2006; Rasher *et al.*, 2011; Wolf & Nugues, 2013; Rasher & Hay, 2014; Longo & Hay, 2015, 2017). Quimicamente ricas, algas dos gêneros *Lobophora*,

Dictyota, *Halimeda* e *Dictyosphaeria*, são capazes de causar a morte de colônias de coral por sobrecrecimento. Algas filamentosas ou grandes coriáceas raramente colonizam corais saudáveis (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001), e alguns tipos de corais são mais suscetíveis ao contato com macroalgas, e.g. corais em forma de placas em relação as formas massivas (Hughes, 1989; Shulman & Robertson, 1996; McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001; Longo & Hay, 2015). Efeitos positivos de algas sobre corais também foram registrados, particularmente em situações de sombreamento que impedem exposição direta do coral a raios solares ou apresentar *blooms* que duram meses sem afetar os corais (Coles, 1988; Jompa & McCook, 1998; Heyward & Negri, 1999; McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001).

A habilidade competitiva das algas depende do acúmulo de biomassa suficiente para sobrepor os corais (Miller & Hay, 1996, 1998) e para liberação de compostos solúveis em quantidade suficiente (Nelson *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2006), ou ainda ser dependente da produção de composto alelopáticos de origem lipídicas,



Figura 1.2 – Ao ficarem fragilizados ou morrerem, os corais são recobertos por macroalgas que impedem sua recuperação e o recrutamento de novos indivíduos. Foto: João Feitosa.

geralmente presentes na superfície das algas, que podem afetar negativamente os corais na região de contato (Rasher *et al.*, 2011; Longo & Hay, 2015, 2017). Perturbações externas, como o aumento da turbidez e sedimentação (e.g. Umar, McCook & Price, 1998) e a competição com as algas, ocorrem em sinergia e corais estressados podem ser competidores menos bem-sucedidos. A habilidade competitiva das algas também pode ser reforçada por certos impactos antropogênicos, como a eutrofização (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001).

1.3.2. ABORDAGENS ECOLÓGICAS SOBRE AS ALGAS: OS GRUPOS FUNCIONAIS

Muitos estudos aplicam uma abordagem em grupos funcionais de algas, que permitem uma avaliação mais rápida de mudanças associadas a adaptação seletiva a perturbações (Steneck & Dethier, 1994). Características ecológicas, fisiológicas e de desenvolvimento estão intimamente relacionadas com os aspectos morfológicos das macroalgas, devido ao fato de que a estrutura das algas, em um menor nível de organização, permite, regula e limita cada uma de suas funções biológicas (Littler & Littler, 1984). Visto que os parâmetros morfológicos das algas podem ser mais facilmente e precisamente mensurados, estes podem prover uma base sólida para a análise em ecossistemas complexos (Littler & Littler, 1984). Além disso, a abordagem funcional em algas pode ter aplicações importantes para determinar sua resistência à herbivoria e hidrodinamismo em função de sua estrutura (Steneck & Dethier 1994).

Littler e Littler (1984), por exemplo, subdividiram as macroalgas em seis grupos funcionais: Filamentosas; foliáceas ou folhosas; cilíndricas ou ramificadas; coriáceas; calcárias articuladas e; calcárias incrustantes. Tal divisão ocorre baseada em características morfológicas externas e de sua anatomia interna, transcendendo afinidades filogenéticas entre as espécies e focando em suas habilidades e funções ecológicas. Ainda neste mesmo estudo, os autores comprovaram que estes grupos são consistentemente diferentes quanto a sua produtividade, resistência física a perturbações, susceptibilidade a herbivoria e conteúdo calórico. As algas filamentosas e as folhosas são, em geral, as mais produtivas, de maior valor energético, menos resistentes a perturbações físicas, em comparação as algas calcárias incrustantes que possuem características opostas. Os grupos restantes se

encontram em um gradiente intermediário entre estes grupos extremos (Littler & Littler, 1984) (Figura 1.3). Esta classificação não só divide as espécies em grupos ecologicamente significantes, mas também permite que predições sejam feitas de acordo com os grupos funcionais predominantes.

Outra classificação, amplamente utilizada, considera a forma de crescimento e agrupamento das algas, as dividindo em dois grandes grupos; as algas eretas (ou simplesmente macroalgas) e as algas *turf* (do inglês, relva). Essa classificação se baseia no fato de que muitas algas, que ocorrem em habitats fisicamente estressantes ou sujeitos a herbivoria, moderada crescem em agrupamentos coesos, chamados *turfs*, ao invés de ocorrerem como indivíduos separados (Hay, 1981). Esta forma de crescimento é energeticamente cara, sendo a produtividade individual reduzida em até 60%, porém confere as algas menor dano fisiológico por dessecação durante marés baixas e menor perda de biomassa por herbivoria (Hay, 1981).

Apesar deste tipo de classificação ser frequentemente utilizada, algumas questões surgem quanto ao seu uso: (1) por se tratar de uma classificação que leva em conta a forma de crescimento das algas, espécies com características ecológicas distintas são reunidas em um mesmo grupo. Por exemplo, as espécies de crescimento lento e alta resistência à herbivoria, como as calcárias articuladas, e as filamentosas, de crescimento rápido e muito susceptíveis. Estas são negligenciadas, em muitos aspectos ecológicos da comunidade de algas, como sua produtividade, crescimento e susceptibilidade a impactos físicos e herbivoria; (2) A maioria dos estudos que aplica este tipo de classificação, geralmente relacionados com a mensuração da herbivoria, não definem o que assumem por *turf*. A definição do termo pode inclusive divergir entre os estudos: podem se referir apenas as algas filamentosas (e.g. Roberts, 1987; McClanahan, 1997), incluir vários tipos de algas (e.g. Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret, 1998), fazer distinção em relação aos grupos dominantes formadores do *turf* e sua relação com a fauna associada (e.g. *turf* filamentoso ou calcário, Longo & Hay, 2015) ou até consistir de um agrupamento de algas, sedimentos e detritos (e.g. Bonaldo & Bellwood, 2011). Outros autores utilizam a altura em relação ao substrato para separar o *turf* de outras formas de crescimento, onde o limite determinado para tal divisão varia entre os autores (e.g. Hay, 1981; Ruitton, Francour & Boudouresque, 2000; Paddack & Sponaugle, 2008).

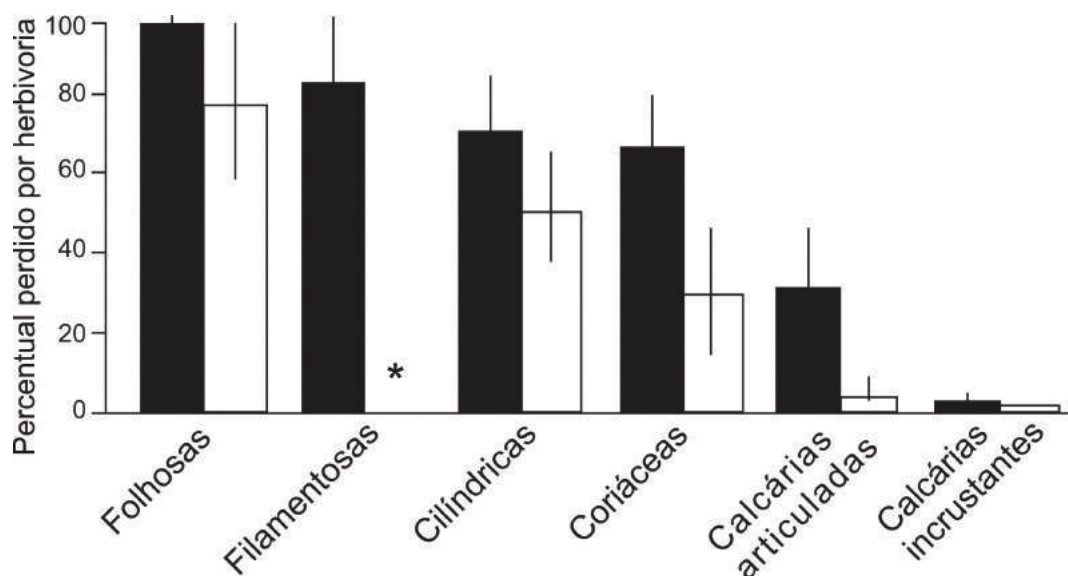


Figura 1.3 – Susceptibilidade dos grupos funcionais a herbivoria no Caribe. (■) perda gerada pela herbivoria por peixes; (□) perda gerada pela herbivoria por ouriços. Barras: 95% de intervalo de confiança. (*)por questões metodológicas os autores não foram capazes de estimar o consumo de algas filamentosas por ouriços (adaptado de Littler, Taylor & Littler, 1983).

Uma revisão recente indicou que o uso do termo *algal turf* é crescente na literatura de ambientes recifais, mas identificou uma falta de padronização e de detalhe em sua caracterização (Connell, Foster & Aioldi, 2014). Esses autores apresentam uma proposta de caracterização que inclui aspectos de morfologia, altura, crescimento, densidade, nível de compactação, quantidade de sedimento retido, persistência temporal e área de cobertura. Esta sugestão não é necessariamente definitiva, podendo ser modificada através da inclusão de outros parâmetros de acordo com variações locais. No entanto, o avanço das descrições e caracterizações do *turf* é fundamental para compreendermos o funcionamento de ambientes recifais comparativamente, sobretudo no Brasil onde o *turf* está entre os principais componentes da comunidade bentônica dos recifes ao longo de toda a costa.

1.3.3. AS ALGAS DO BRASIL

As macroalgas estão entre os organismos mais comuns em recifes brasileiros. A flora de macroalgas bentônicas brasileira inclui aproximadamente 700 taxa infragenéricos (Horta, 2000; Nunes, 2005), o que corresponde a quase 80% das espécies encontradas nos trópicos (Figueiredo, Horta, Pedrini & Nunes,

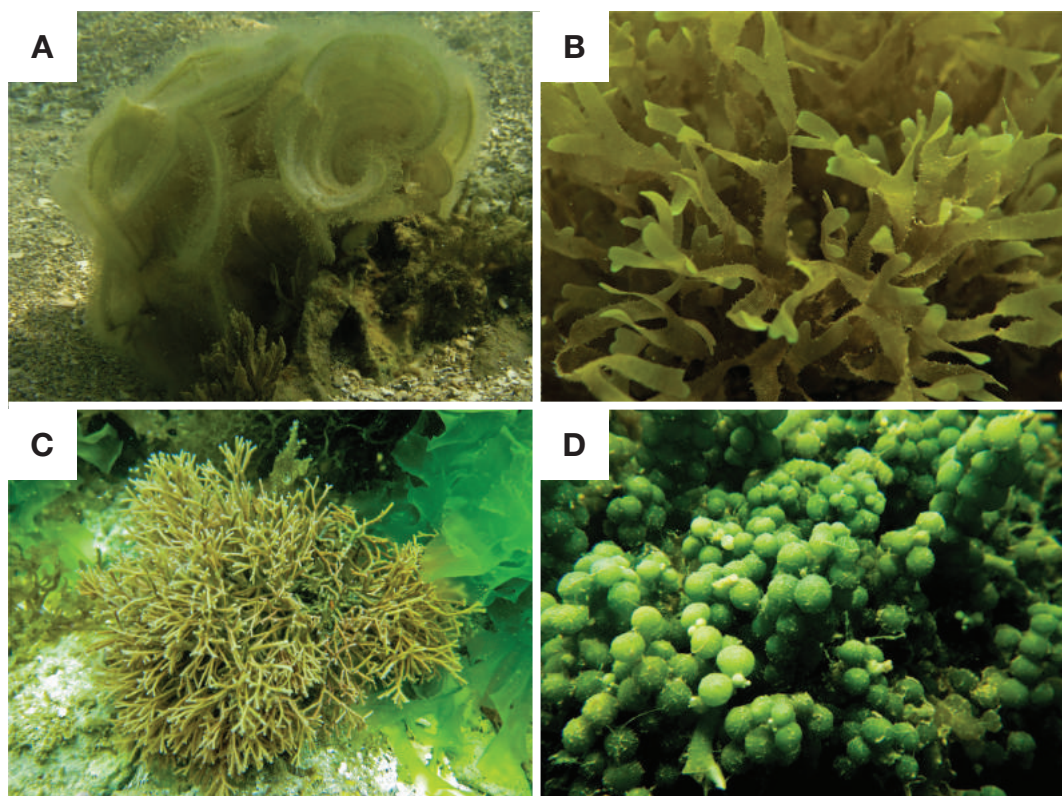


Figura 1.4 – Algumas das principais espécies da flora de macroalgas brasileira. (A) *Padina antillarum*. (B) *Dictyopteris delicatula*. (C) *Jania* sp. (D) *Caulerpa racemosa*. Fotos: João Feitosa.

2008). Dentre estas, Rhodophyta é a divisão com maior riqueza de espécies, onde a ordem Ceramiales contém a maioria das espécies encontradas no Brasil (Figueiredo, Horta, Pedrini & Nunes, 2008). Dentre Chlorophyta, a maior riqueza está nas ordens Bryopsidales e Cladophorales, enquanto que as algas da divisão Ochrophyta possuem mais representantes nas ordens Dictyotales e Ectocarpales (Villaga *et al.*, 2006).

Nos recifes costeiros do Nordeste do Brasil, o maior número de espécies também pertence à divisão Rhodophyta, a exemplo de Pitimbu, na Paraíba (Lucena *et al.*, 2007) e Gaibu e Tamandaré, em Pernambuco (Pereira, Ribeiro & Pedrosa, 2007; Feitosa, 2010) e Maracajaú, no Rio Grande do Norte (Silva, 2006). Nesses trabalhos é possível ainda enumerar várias espécies como importantes constituintes da flora recifal, como as vermelhas *Jania adhaerens*, *Gracilaria* sp., as verdes *Caulerpa racemosa*, *Halimeda opuntia* e as pardas *Dictyopteris*, *Dictyota*, *Padina* e *Lobophora*; que são consideradas espécies características de águas tropicais

(Pereira, 2002) (Figura 1.4). *Halimeda* é um gênero especialmente importante no desenvolvimento dos recifes de coral, uma vez que contribuem com grandes quantidades de carbonato de cálcio para os depósitos de sedimento nos recifes mais protegidos. Algumas espécies pantropicais de Dictyotales e Fucales, principalmente *Sargassum* são características de ambientes tropicais, se estendendo em distribuição também para floras de ambientes temperados (Garbary, 2001).

De acordo com Horta, Anâncio, Coimbra & Oliveira (2001), a flora de macroalgas do Brasil está dividida em duas regiões biogeográficas: A região tropical, onde a flora está estabelecida predominantemente sobre recifes de corais, tendo como seu limite norte o oeste do Ceará e como limite sul, o sul do estado da Bahia; e a região temperada, onde as algas colonizam os espaços dos costões rochosos, apresentando seu limite norte o Rio de Janeiro e o limite sul na região de Rio Grande. Um empobrecimento da flora no sentido norte-sul é observado no Brasil, que pode estar relacionado à menor heterogeneidade de habitats e as maiores variações sazonais de temperatura ao Sul do país.

A flora do Atlântico Sul teve origem no Indo-Pacífico e Caribe, com várias espécies ocorrendo em ambos os lados do Atlântico e em trechos do Índico; por exemplo, 70% dos gêneros encontrados em Moçambique são também encontrados no Caribe (Garbary, 2001). O Brasil também possui reconhecidas afinidades com a flora caribenha, que podem ser devidas à sua origem comum Indo-Pacífica, mas alguns autores afirmam que a dispersão das espécies ocorreu em épocas e por rotas distintas, e não através de uma migração do Caribe ao Brasil, devido aos padrões de circulação global durante o Cretáceo, incluindo o surgimento da barreira do rio Amazonas (Horta, Amancio, Coimbra & Oliveira, 2001).

1.4. HERBIVORIA EM AMBIENTES RECIFAIS

1.4.1. A FUNÇÃO DA HERBIVORIA

Muitos dos recifes contemporâneos estão perdendo sua capacidade de se regenerar dos impactos múltiplos que vem sofrendo ao longo das últimas décadas, levando estes recifes a uma rápida mudança de fase para estados alternativos (Done, 1992; Hughes, 1994; Scheffer *et al.*, 2001; Bellwood, Hughes, Folke & Nyström, 2004). A mais comum destas transições é a mudança da cobertura de uma dominância coralina para a dominância por algas, apesar de outros estados

alternativos serem documentados (Bellwood, Hughes, Folke & Nyström, 2004; Nyström, Nyström, Lokrantz & Folke, 2009). Por tal razão, os herbívoros de recifes de coral possuem um papel crucial na mediação da competição por substrato entre corais e macroalgas bentônicas. Esta função é determinante, pois ao consumirem as macroalgas, os herbívoros impedem sua dominância sobre a cobertura coralina, estado no qual colonizam os esqueletos de corais adultos mortos e impedem o seu recrutamento (Mumby *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2007; Mumby, 2009). Além disso, os herbívoros conectam a produção primária de um ecossistema à cadeia trófica, alteram a distribuição, composição de espécies e química das assembleias de algas (Hay, 1991).

Desde a década de 70, estudos relatavam o efeito dos herbívoros nos recifes. Foi observado, por exemplo, que altas densidades de peixes donzelas poderiam afetar a produtividade, crescimento coralino, fixação do nitrogênio e cimentação do recife (Vine, 1974; Brawley & Adey, 1977). Tsuda & Bryan (1973) e Bryan (1975) também relatam uma explosão populacional de siganídeos, que alcançou aproximadamente 13 milhões de indivíduos em Guam no Indo-Pacífico, e ocasionou uma grande diminuição da cobertura algal (Ogden & Lobel, 1978).

Os primeiros trabalhos com manipulação experimental da herbivoria datam do início da década de 60, como os trabalhos de Randall (1961) no Hawaii e de Stephenson & Searles (1960) nos recifes de arenito da Heron Island, na Grande Barreira de Corais. Os trabalhos conseguintes na década de 70 evidenciaram que os herbívoros poderiam ter um papel no assentamento e crescimento dos corais, onde o ‘pastoreio’ dos herbívoros abririam espaços no recife que favoreceria os corais (Stephenson & Searles, 1960; Sammarco, Levinton & Ogden, 1974; Birkeland, 1997).

Dentre os principais herbívoros em ambientes recifais estão os peixes, os ouriços e a microfauna fital, que inclui anfípodes, ostracodas, gastrópodes e quítons, além dos megaherbívoros como tartarugas e os peixes-boi. Efeitos distintos nas algas são observados pela herbivoria realizada por cada um destes grupos. Por exemplo, se os ouriços dominam a comunidade de herbívoros a assembleia de algas resultante é composta em sua maioria por algas filamentosas de crescimento rápido, enquanto que uma maior diversidade de grupos funcionais de macroalgas e maior biomassa é observada quando os peixes são os principais consumidores (McClanahan, 1997).

1.4.2. INTERAÇÕES ALGAS-HERBÍVOROS

Herbivoria é a força determinante na distribuição e abundância de muitas algas, sendo sua morfologia, estrutura, química e habilidade competitiva alteradas em relação a suas taxas de consumo (Hay, 1997). Apesar das algas sofrerem influência da competição com outros organismos bentônicos, de perturbações físicas e disponibilidade de recursos (Littler & Littler, 1984; Steneck & Dethier, 1994), diversos experimentos demonstram que o controle dos herbívoros sobre a comunidade algal é determinante na maioria dos casos (Randall, 1965; Hay, 1985, 1991; Lewis, 1986; Carpenter, 1986; Lessios, 1988; Morrison, 1988; Hughes, 1994; Hixon & Brostoff, 1996), mas veja Arias-González *et al.* (2017) para uma exceção. Portanto, para persistir nos recifes, as algas necessitam escapar, tolerar ou prevenir a herbivoria (Lubchenco & Gaines, 1981; Hay 1997).

Apesar de poucas espécies de animais conseguirem efetivamente se alimentar de algas em quantidades significativas, uma grande diversidade de histórias de vida, tamanhos, morfologias e fisiologias digestivas é apresentada pelos herbívoros, tornando quase impossível para suas presas prevenirem seu consumo por todos os herbívoros (Hay, 1997). As algas podem alterar sua estrutura afim de evitar a herbivoria: *Lithophyllum* apresenta uma morfologia incrustante quando submetida a pressão da herbivoria. Porém, quando a pressão é reduzida, cresce com ramos eretos (Steneck & Adey, 1976). Duas expressões fenotípicas também são encontradas em *Padina jamaicensis*, que pode alterar sua morfologia de uma forma prostática e altamente ramificada para uma forma ereta e folhosa em apenas quatro dias, se retirada a pressão da herbivoria (Lewis, Norris & Searles, 1987). Espécies de *Halimeda*, *Dictyota* e *Laurencia* crescem isoladas em condições de baixa herbivoria, mas quando há um aumento da predação, reproduzem como clones densamente agregados (Hay, 1981). De maneira similar, a sobrevivência e crescimento da alga parda *Sargassum* são favorecidos em áreas de agregação e alta densidade de algas, onde o efeito de herbivoria é reduzido (Dell, Longo & Hay, 2016). Esses mecanismos de retroalimentação (*e.g.* menos herbivoria, mais crescimento e sobrevivência) podem dificultar a recuperação de recifes dominados por algas.

A maioria das algas comuns em recifes (*e.g.* *Halimeda*, *Penicillus*, *Udotea*, *Caulerpa*, *Laurencia*, *Dictyota*) produz defesas químicas que reduzem a alimenta-

ção dos herbívoros, os metabólitos secundários. Portanto, um grande número de diferentes compostos afeta o consumo por uma ou várias espécies de herbívoros (Hay & Steinberg, 1992; Schupp & Paul, 1994). Estas substâncias têm efeitos diferentes nos seus consumidores, por exemplo, as taninas possuem um efeito redutor na digestibilidade, enquanto que alcalóides são realmente tóxicos (Feeny, 1976).

A calcificação também é tida como uma tática para evitar a herbivoria, tornando as algas menos palatáveis ou diminuindo seu valor nutricional pela adição de um material estrutural indigesto (Littler & Littler, 1980; Steneck, 1983, 1986; Hay, 1984; Duffy & Hay, 1990; Duffy & Paul, 1992; Pitlik & Paul, 1997). Ensaios experimentais inserindo o carbonato de cálcio sem alterar a dureza ou valor nutritivo dos alimentos, indicaram que o CaCO_3 pode alterar significativamente a preferência alimentar dos herbívoros, atuando também como um metabólito secundário (Pennings & Paul, 1992; Schupp & Paul, 1994).

Muitas espécies de algas empregam combinações de defesas estruturais, morfológicas ou químicas para evitarem sua predação por grupos de herbívoros diversos (Hay, 1984; Paul & Hay, 1986; Hay, 1996). Ensaios demonstraram que os peixes papagaio são desencorajados pela presença de metabólitos secundários, mas não por CaCO_3 , enquanto que para os cirurgiões esse padrão é inverso (Schupp & Paul, 1994; Meyer & Paul, 1995; Pennings *et al.*, 1996; Paul, 1997). A habilidade dos herbívoros controlarem as populações de macroalgas depende principalmente de uma combinação de: (1) características das algas (e.g. defesas e valor nutricional); e (2) diversidade, i.e., diferentes tolerâncias às defesas anti-herbivoria, preferências alimentares e estratégias nutricionais (Rasher *et al.*, 2011). Trabalhos recentes também demonstraram que as algas que utilizam compostos alelopáticos para competir com corais tem suas defesas químicas anti-herbivoria comprometidas, ficando mais susceptíveis à herbivoria por peixes (Rasher & Hay 2014; Pacífico) e por ouriços (Longo & Hay 2015; Caribe). Se esta relação for comum, então outras macroalgas com potencial alelopático podem também se tornar mais palatáveis ao competir com corais, ressaltando a importância de compreender as nuances das interações corais-macroalgas-herbívoros.

1.4.3. DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE DOS PEIXES HERBÍVOROS

Peixes herbívoros nas faunas recifais atuais possuíam ancestrais com formas semelhantes aos membros vivos há bastante tempo. Fósseis que datam 50 milhões de anos atrás encontrados no monte Bolca, na Itália, refletem uma ictiofauna recifal similar à observada nos dias de hoje (Bellwood & Wainwright, 2002; Bellwood, Hoey, Bellwood & Goatley, 2014). Apesar de existir uma fauna recifal comum no mar de Tethys, os mares tropicais sofreram diversos eventos de divisões, onde cada fragmento possui uma distinta história até o presente. Em algumas áreas, como o Mediterrâneo, seus ocupantes foram completamente eliminados, e em outras áreas eles prosperaram, sendo a ictiofauna atual derivada de uma série de fatores interativos, incluindo sua localização geográfica, conectividade regional, tamanho e batimetria (Bellwood & Wainwright, 2002; Bellwood, Hoey, Bellwood & Goatley, 2014).

A diversidade mais alta de vários grupos marinhos, de corais e equinóides até peixes recifais, é encontrada no Indo-Pacífico. Esse padrão se repete para os peixes herbívoros: tomando os pomacentrídeos como exemplo, mais de 100 espécies são encontradas na Grande Barreira de Corais (GBR), enquanto que no mar Vermelho ocorrem pouco mais de 30 e no Caribe menos de 10 espécies, padrão que se repete também para os peixes-papagaio e cirurgiões (Bellwood & Wainwright, 2002). Várias teorias foram formuladas para explicar a alta diversidade observada para a GBR; que incluem esta região como um centro de origem, refúgio ou centro de acumulação de biodiversidade. Esta região possui uma bacia relativamente rasa, o que pôde promover especiação de vários grupos por vicariância durante períodos onde o nível do mar era mais baixo (McManus, 1985; Springer & Williams, 1994), atuando, portanto, como um centro de origem. Esta bacia rasa também pode ter prevenido a perda de certos grupos durante estes baixos níveis do mar, servindo como um refúgio para a biodiversidade (Rosen, 1984; Wilson & Rosen, 1998). E por se tratar de uma região extensa e de grande conectividade, pode também ter acomodado espécies originadas em outras regiões, atuando como um centro de acumulação (Palumbi, 1997; Bellwood & Hughes, 2001).

As diferenças regionais encontradas entre as comunidades de herbívoros do globo são marcadas pelo número de espécies: os siganídeos, por exemplo, foram observados no Indo-Pacífico, enquanto que os únicos peixes herbívoros

registrados no Mediterrâneo são *Sarpa salpa* (família Sparidae) e *Sparisoma cretense*. Dentre Labridae (Scarini), *Sparisoma* é um gênero exclusivo do Atlântico, enquanto que *Leptoscarus*, *Bolbometopon*, *Cetoscarus*, *Chlorurus* e *Hipposcarus* ocorrem somente no Indo-Pacífico. Nos recifes caribenhos os membros desta família são os peixes herbívoros mais abundantes, com uma dominância de indivíduos do gênero *Scarus* sobre *Sparisoma*. Existem indicações que o gênero *Scarus* colonizou o Caribe através de ancestrais do Indo-Pacífico que atravessaram o Istmo do Panamá, enquanto que o gênero *Sparisoma* tem origem no mar de Tethys (Bellwood, 1994; Choat *et al.*, 2002). Aparentemente, os membros da família Labridae que colonizaram o Brasil são provenientes da fauna caribenha, pois é possível observar que as espécies endêmicas brasileiras possuem espécies-irmãs no Caribe (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001) (Figura 1.5) e *Sparisoma radians* ocorre em ambas as regiões. No Brasil, no entanto, o gênero *Sparisoma* domina sobre o gênero *Scarus* na maioria dos pontos da costa, e este último gênero está ausente nas ilhas oceânicas brasileiras (Ferreira *et al.*, 2004). Uma possível explicação para tal distribuição é que o gênero *Scarus* no Indo-Pacífico é restrito a habitar recifes de coral (Choat, 1991), enquanto que os membros do gênero *Sparisoma* são possivelmente mais generalistas.

A comunidade de herbívoros está relacionada com o aumento de latitude e associada principalmente com as mudanças na temperatura. Ao contrário dos ambientes tropicais, os recifes temperados são tipicamente dominados por algas, possuindo baixos níveis de herbivoria (Mann, 1973; Gaines & Lubchenco, 1982). Nos trópicos os principais herbívoros são os peixes, enquanto que em regiões temperadas predominam os ouriços (Gaines & Lubchenco, 1982; Jones & Andrew, 1990). As táticas de forrageamento destes grupos diferem bastante: enquanto os peixes nadam ativamente, possuem uma grande variabilidade de aparatos alimentares e utilizam a visão para encontrar seu alimento, os ouriços se movem lentamente, possuem uma ação da mandíbula mais uniforme e encontram seu alimento por pistas químicas (Gaines & Lubchenco, 1982; Jones & Andrew, 1990).

Aparentemente os peixes herbívoros podem sofrer deficiência metabólica com a diminuição da temperatura (para contrapontos ver Clements, Raubenheimer & Choat, 2009; Clements *et al.*, 2017). Por se tratarem de animais ectotérmicos, seu metabolismo depende da temperatura externa, e a distribuição de muitas espécies

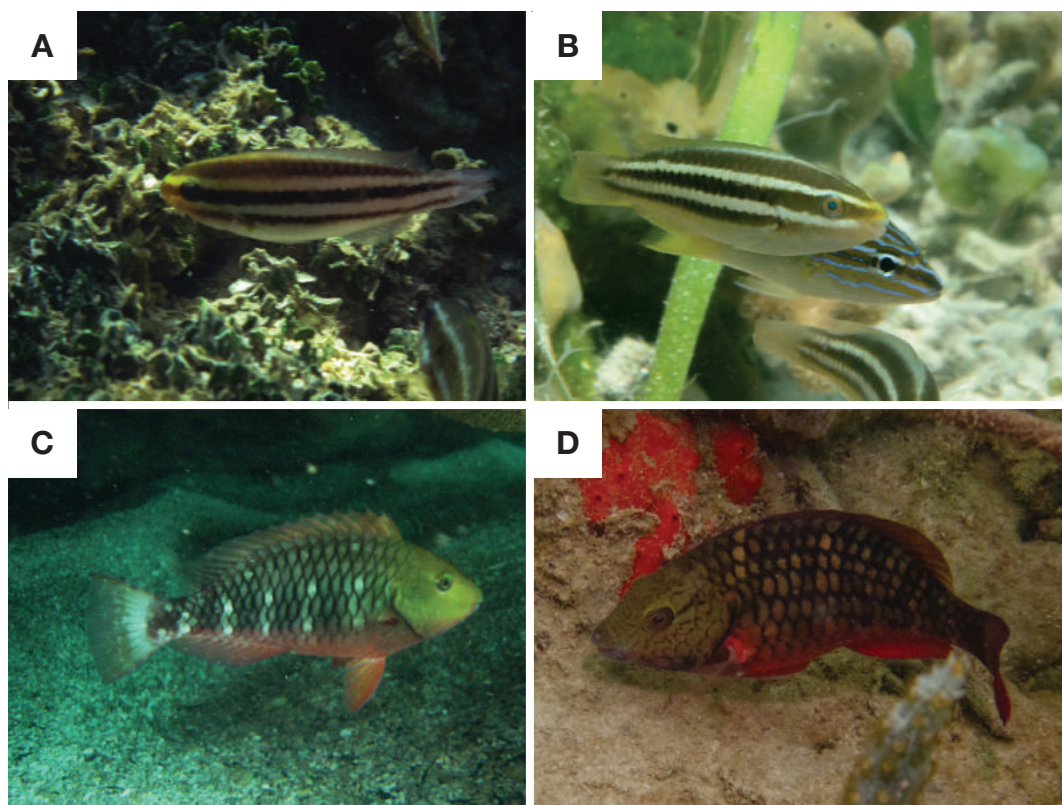


Figura 1.5 – Possíveis espécies-irmãs entre o Brasil (A, C) e Caribe (B, D). (A) Jovem de *Scarus zelindae*. (B) Jovem de *Scarus iseri*. (C) Fase inicial de *Sparisoma amplum*. (D) Fase inicial de *Sparisoma viride*. Fotos: João Feitosa.

de peixes herbívoros segue padrões semelhantes aos de lagartos herbívoros terrestres, diminuindo sua presença com menor temperaturas, diferindo de herbívoros endotérmicos, como os mamíferos (Floeter *et al.*, 2005). Adicionalmente, por dependerem de um alimento com pouca qualidade nutricional, o limite crítico da temperatura necessário para um balanço energético positivo deve ser maior para os herbívoros do que para os carnívoros. Portanto, os grupos de herbívoros comuns ao ambiente tropical diminuem em número, biomassa e em diversidade com o aumento da latitude (Floeter *et al. op. cit.*, 2005). Algumas espécies de peixes são mais adaptadas à herbivoria em condições de baixa temperatura e, por conseguinte, substituem a fauna tropical nesse papel funcional. No Brasil, a fauna dominada por acanturídeos e labrídeos nos trópicos é substituída por indivíduos da família Kyphosidae em regiões mais frias (Ferreira *et al.*, 2004). Estes herbívoros são, entretanto, reduzidos em número de espécies, o que é creditado a uma

questão evolutiva, pois o uso de recursos menos energéticos (e.g. algas, esponjas e corais) ocorreu primariamente entre comunidades de peixes recifais tropicais, levando ao aumento de sua riqueza de espécies em águas quentes (Harmelin-Vivien, 2002).

1.4.4. O PAPEL FUNCIONAL DOS PEIXES HERBÍVOROS

Os peixes herbívoros não formam um grupo uniforme no que diz respeito a sua função nos recifes. Estes são divididos em duas categorias principais, de acordo com o uso de habitat; aqueles ditos territorialistas, como as donzelas (Pomacentridae) e os herbívoros vagueadores que percorrem grandes áreas dos recifes em cardumes. Herbívoros territoriais dominam porções do recife, chegando a modificar a flora e fauna instalada em seu domínio, através de comportamentos como o *weeding* e a seleção que ocorre devido ao seu hábito alimentar (Lowe-McConnell, 1987; Hata & Kato, 2004) (Figura 1.6 A, B). Os herbívoros vagueadores, a exemplo dos peixes-papagaios e cirurgiões (Labridae e Acanthuridae, respectivamente), alimentam-se continuamente das macroalgas bentônicas (Figura 1.6 C-H), sendo apontado como chave no controle da biomassa de macroalgas nos recifes de coral (Hoey & Bellwood, 2008).

As primeiras classificações dos peixes herbívoros, quanto ao seu modo de alimentação foram introduzidas na década de 60, sendo denominados como *browsers* ou *grazers* de acordo com a quantidade de substrato inorgânico ingerido (Hiatt & Strasburg, 1960; Jones, 1968). Os peixes *grazers* são aqueles que ingeriam grandes quantidades de substrato durante a alimentação, enquanto os *browsers* raramente ingeriam material inorgânico. Adaptações morfológicas como um estômago com paredes grossas ou adaptações na faringe para triturar o alimento são característicos dos *grazers*, enquanto os *browsers* geralmente possuem estômagos com paredes finas. Os membros da família Acanthuridae tendem a se alimentar retirando as porções superiores das macroalgas, deixando as porções basais intactas (Choat, Clements & Robbins, 2002). De maneira oposta, os peixes-papagaio apresentam uma morfologia oral única - com dentes fundidos, fortes músculos adutores, um aparelho faringeano para triturar o material abocanhado - que permite que se alimentem das macroalgas retirando partes do substrato (Bellwood & Choat, 1990). Estes consomem não só a biomassa de algas, mas fornecem áreas de

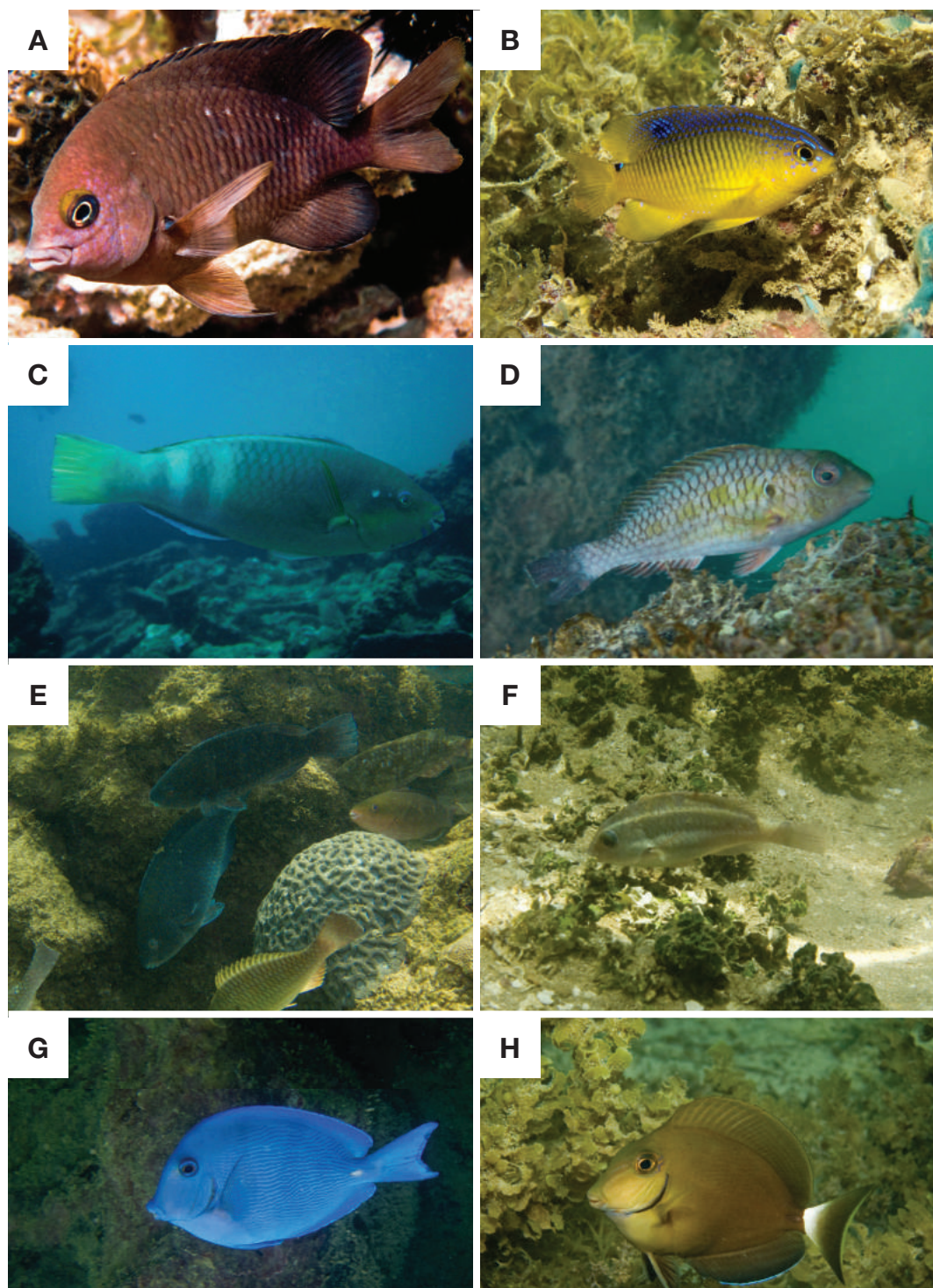


Figura 1.6 – Espécies de herbívoros dos recifes de coral do Brasil. (A) *Stegastes fuscus* adulto. (B) *Stegastes variabilis* juvenil. (C) *Scarus zelindae* fase terminal. D - *Sparisoma axillare* fase inicial. (E) *Scarus trispinosus* adulto. (F) *Sparisoma frondosum* juvenil. (G) *Acanthurus coeruleus* adulto. (H) *Acanthurus bahianus* adulto. Fotos: João Feitosa.

substrato renovado para a colonização por organismos bentônicos, incluindo os corais construtores de recifes (Bellwood, 1995; Bruggemann, Van Kessel, Van Rooij & Breeman, 1996; Hoey & Bellwood, 2008). Evidências recentes indicam que ao ingerir macroalgas, corais ou mesmo porções da matriz recifal, os alvos nutricionais de peixes herbívoros são na realidade microorganismos epilíticos que vivem na superfície das algas ou do recife, e endolíticos, que vivem dentro da matriz recifal ou dos corais (Clements *et al.*, 2017).

Nos recifes brasileiros, encontram-se três espécies representantes da família Acanthuridae: *Acanthurus bahianus*, *A. chirurgus* e *A. coeruleus*. As duas últimas espécies também ocorrem na ictiofauna caribenha. Dentre as categorias alimentares descritas para os herbívoros vagueadores, as espécies *A. bahianus* e *A. chirurgus* são considerados grazers, pois utilizam grande material detrital em sua alimentação, enquanto que *A. coeruleus* possui uma maior seleção na alimentação, ingerindo algas mais seletivamente, sendo considerado como browser (Dias, Rosa & Feitoza, 2001; Ferreira & Gonçalves, 2006; Francini-Filho *et al.*, 2010; Longo, Ferreira & Floeter, 2014, Longo *et al.*, 2015). Adicionalmente, as duas primeiras espécies apresentam ainda adaptações morfológicas que as permitem alimentar de partículas do sedimento, como ter um estômago com paredes mais grossas, não evidenciado em *A. coeruleus* (Duarte & Acero, 1988). Por exemplo, quando a seletividade de macroalgas e dieta foi comparada entre *A. coeruleus* e *A. chirurgus* no Atol das Rocas, ambas as espécies apresentaram padrões similares, mas *A. chirurgus* apresentou maior quantidade de sedimentos em seu estômago (Longo *et al.*, 2015). Mesmo com tais similaridades em sua dieta, foi observado que *A. bahianus* utiliza os detritos acumulados sobre as macroalgas que são ingeridos, enquanto que *A. chirurgus* complementa sua dieta forrageando no próprio substrato (Dias, Rosa & Feitoza, 2001). Pela ocupação de nichos alimentares diferenciados, é plausível supor que estas espécies apresentem diferentes impactos para o controle de macroalgas nos recifes brasileiros.

Os herbívoros vagueadores (família Labridae) do Atlântico Sul estão compreendidos em quatro gêneros: *Scarus*, *Sparisoma*, *Cryptotomus* e *Nicholsina*. Destes, os gêneros *Scarus* e *Sparisoma* são os mais representativos em recifes brasileiros, contando com sete espécies endêmicas: *Scarus trispinosus*, *Sc. zelandae*, *Sparisoma amplum*, *Sp. axillare*, *Sp. frondosum*, *Sp. rocha* e *Sp. tuiupiranga* e

uma, *Sparisoma radians*, que também ocorre no Caribe. Das espécies simpátricas *Scarus trispinosus*, *Sc. zelindae*, *Sparisoma amplum*, *Sp. axillare*, *Sp. frondosum*, *Sp. radians*, apenas a última é considerada como *browser*, principalmente por possuir um menor porte e conseguir selecionar mais facilmente o alimento ingerido, as demais espécies são consideradas pastadoras ou escavadoras (*grazers* ou *excavators*, respectivamente) neste último caso, os indivíduos adultos de maior porte, que conseguem retirar porções do substrato durante sua alimentação, deixando cicatrizes visíveis na matriz recifal (Francini-Filho, Moura, Ferreira & Coni, 2008; Ferreira & Gonçalves, 2006). Recentemente, estudos tem combinado atributos de dieta, modos de digestão e comportamento alimentar para determinar grupos funcionais de peixes herbívoros brasileiros (Longo, Ferreira & Floeter, 2014). Essa combinação, dividiu Scarini entre escavadores (apenas *S. trispinosus* e indivíduos de *Sp. amplum* maiores que 30 cm) e raspadores, demais espécies (Longo, Ferreira & Floeter, 2014).

1.4.5. HERBIVORIA VERSUS CORALIVORIA

O impacto da coralivoria em recifes tropicais é controverso, pois poucas espécies são capazes de produzir grande dano ao consumir corais. De fato, apenas 18 de mais de 110 gêneros de corais foram registrados sendo consumidos por animais, dos quais, apenas 16%, servem ocasionalmente como alimento para peixes (Rotjan & Lewis, 2008). A coralivoria por peixes peixes-papagaio é realizada em dois comportamentos distintos (*sensu* Bruckner, Bruckner & Sollins, 2000): através de mordidas focadas, onde o indivíduo abocanha repetidamente uma única área, resultando numa extensa perda de tecido e deixando marcas no esqueleto do coral; ou através de mordidas rasas que são distribuídas ao longo da superfície de uma colônia, causando dano ao tecido dos corais, mas pouca perda à estrutura esquelética.

A espécie *Bolbometopon muricatum*, que ocorre apenas no Indo-Pacífico, é o maior consumidor de tecido vivo de corais, embora facultativo, dentre os peixes coralívoros (Rotjan & Lewis, 2008). É estimado que uma população desta espécie pode consumir 13,5 kg de corais por m² por ano (Bellwood, Hoey & Choat, 2003). Entretanto, esta espécie se alimenta preferencialmente de espécies de corais de crescimento rápido, como os acroporídeos e pociloporídeos

(Bellwood, Hoey & Choat, 2003), beneficiando as espécies de crescimento mais lento (Rotjan & Lewis, 2008).

Em recifes saudáveis, a quantidade de coral vivo consumida por peixes-papagaio e ouriços aparenta não ser prejudicial para o ecossistema recifal. No entanto, tendo em vista a tendência global para o declínio de cobertura coralina, o papel duplo destes herbívoros/coralívoros necessita ser reavaliado (Rotjan & Lewis, 2008). De toda maneira, apenas uma pequena parcela das espécies de peixes-papagaio é capaz de se alimentar efetivamente de tecido coralino: das mais de 80 espécies de labrídeos registradas (Nelson, 2006), apenas 21 são coralívoras, e todas elas o fazem de maneira facultativa (Rotjan & Lewis, 2008). Destas, seis espécies pertencem ao Caribe, duas ao Brasil e o restante ocorre no Indo-Pacífico, consumindo corais dos gêneros *Pocillopora*, *Porites* e *Montrastrea*, e no Brasil dos gêneros *Favia*, *Mussismilia*, *Porites* e *Siderastrea* (Randall, 1967; Randall, 1974; Bellwood & Choat, 1990; Choat, 1991; Bellwood, 1995; Bruckner & Bruckner, 1998; McClanahan *et al.*, 2005; Rotjan & Lewis, 2005, 2006; Francini-Filho, Moura, Ferreira & Coni, 2008).

1.4.6. DIETA E ECOLOGIA NUTRICIONAL

Os primeiros estudos sobre a alimentação dos peixes recifais herbívoros foram conduzidos nos ambientes tropicais do Pacífico (Hiatt & Strasburg, 1960; Hobson, 1974) e do Caribe (Randall, 1967; Carr & Adams, 1973). As análises de conteúdo estomacal não foram conclusivas, mas sugerem que a maioria dos herbívoros é generalista (Ogden & Lobel, 1978). Até então, poucos estudos haviam avaliado a disponibilidade e preferência alimentar, mas os que foram realizados indicavam uma preferência por espécies filamentosas (Randall, 1961; Tsuda & Bryan, 1973; Bryan, 1975; Lobel & Ogden, 1981).

Em uma das primeiras revisões disponíveis acerca do assunto, Russ & John (1988) observaram que os estudos realizados entre 1960-1986, envolvendo quase 100 espécies de herbívoros do Indo-Pacífico e Caribe, indicavam uma grande dominância de algas filamentosas, detritos e material inorgânico na dieta das principais famílias de herbívoros recifais. Quase 100% das espécies de siganídeos e donzelas revisadas tinham algas filamentosas como principal alimento em seu

conteúdo estomacal. Outras macroalgas foram observadas como principal item da dieta de apenas 7% das espécies destas famílias (Russ & John, 1988).

Apesar de apresentarem uma preferência para se alimentar de algas com menor potencial defensivo, como as algas filamentosas, os peixes herbívoros de recifes de coral possuem grande plasticidade trófica. Por exemplo, as donze-las do gênero *Stegastes* podem se alimentar de macroalgas, diatomáceas, detritos e pequenos animais e apresentam variações em sua dieta entre as espécies, fases de vida, entre diferentes estações do ano e entre diferentes localidades. Nestas duas últimas, as mudanças estão geralmente associadas a disponibilidade de alimento (Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira, 2012; Tabela 1.1). Esta plasticidade trófica se estende também para outros herbívoros de ambientes recifais: em Blenniidae (Mendes, Mazzei, Correal & Ferreira, 2011), Odacidae (Clements & Choat, 1993), Kyphosidae (Silvano & Güth, 2006), Sparidae (Havelange, Lepoint, Dauby & Bouqueneau, 1997), Labridae (Bellwood, 1988; Feitosa & Ferreira, 2015) e Acanthuridae (Dias, Rosa & Feitosa, 2001).

Existem quatro mecanismos empregados por peixes herbívoros para a obtenção de nutrientes contidos nas células vegetais (Horn, 1989): (1) o uso de um pH muito ácido em um estômago de paredes finas (proposto inicialmente por Lobel, 1981, corroborado posteriormente por Zemke-White, Clements & Harris, 1999), é um método empregado por vários grupos, incluindo os pomacentrídeos; (2) trituração por maxilas faringianas, estruturas observadas apenas em peixes-papagaio; (3) trituração em estômagos musculares (semelhantes a moelas); e (4) a fermentação por uma microflora residente, observado em acanturídeos herbívoros e membros da família Odacidae. Existe uma controvérsia sobre quais peixes devem ser considerados herbívoros verdadeiros do ponto de vista nutricional. Alguns autores afirmam que os peixes não são capazes de produzir as enzimas necessárias para a metabolização de matéria vegetal para nutrientes absorvíveis, e que este processo só se torna possível com a existência de uma microflora associada (Clements, Raubenheimer & Choat, 2009; Clements *et al.*, 2017). Portanto, vários autores preferem a adoção do termo herbívoros funcionais, ou seja, aqueles que predam ou retiram vegetais do ambiente recifal, mas que não necessariamente os utilizam como sua principal fonte nutricional.

Tabela 1.1 – Sumário das dietas das espécies de Stegastes obtidas por estudos de conteúdo estomacal (modificado de Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012).

ESPÉCIE	MACROALGAS	ANIMAIS	DETRITOS	DIATOMÁCEAS	CIANOBACTÉRIAS	REGIÃO	REFERÊNCIA
<i>S. adustus</i>	56.2*	43.8	*	*	*	Antilhas	Randall (1967)
	15.8	0.0	-	68.8	15.4	Panamá	Robertson (1984)
<i>S. apicalis</i>	40.0-89.0	2.5-30.0	-	-	2.5-16.0	Centro GBC	Klumpp & Polunin (1989)
	75.0	>5.0	10.0	-	-	Centro GBC	Ceccarelli (2007)
<i>S. fuscus</i>	~70.0	~30.0	-	-	-	Sudeste do Brasil	Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret (1998)
	42.2	11.3	5.8	17.7	7.3	Nordeste do Brasil	Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012)
<i>S. leucostictus</i>	22.6*	77.4	*	*	*	Antilhas	Randall (1967)
<i>S. lividus</i>	97.0-99.0	1.0-3.0	-	-	-	Pacífico Oeste	Lassuy (1984)
	30.0	-	70.0	>1.0*	*	Papua Nova Guiné	Ceccarelli (2007)
<i>S. nigricans</i>	26.0	0.0	74.0*	-	*	Pacífico Central	Lobel (1980)
	45.0	0.0	55.0	-	-	Nordeste da GBC	Wilson & Bellwood (1997)
	70.0	-	-	30.0	0.0	Papua Nova Guiné	Jones, Santana, McCook & McCormick (2006)
	69.4	13.9	16.7	-	-	Índico Sudoeste	Letourneur, Galzin & Harmelin-Vivien (1997)

ESPÉCIE	MACROALGAS	ANIMAIS	DETRITOS	DIATOMÁCEAS	CYANOBACTÉRIAS	REGIÃO	REFERÊNCIA
<i>S. planifrons</i>	24.4*	75.6	*	*	*	Antilhas	Randall (1967)
	12.0	33.0	-	55.0*	*	Panamá, Antilhas	Lobel (1980)
	3.2	1.5	-	81.0	14.3	Panamá	Robertson (1984)
<i>S. rectifraenum</i>	98.5	1.5	-	-	-	Golfo da Califórnia	Montgomery (1980)
	44.1	53.2	-	-	-	Golfo da Califórnia	Moreno-Sánchez, Abitia-Cárdenas, Escobar-Sánchez & Palacios-Salgado (2011)
<i>S. variabilis</i>	51.5*	48.5	*	-	-	Antilhas	Randall (1967)
	41.3	11.9	5.3	20.4	8.3	Nordeste do Brasil	Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012)

* itens alimentares agrupados.

1.4.7. ESTUDOS COM HERBÍVOROS NO BRASIL

O acervo de estudos focando em espécies herbívoras de peixes recifais no Brasil inclui aproximadamente 70 artigos científicos, dissertações e teses. Tais estudos abordam não somente os aspectos da sua alimentação e efeito da herbivoria no ecossistema recifal, mas também outros aspectos de sua biologia. Dentre eles a reprodução (Souza, Chellapa & Gurgel, 2007; Vêras, 2008; Veras *et al.*, 2009; Canan *et al.*, 2010), idade e crescimento (Schwamborn & Ferreira, 2002; César, 2004; Gaspar, 2006), distribuição (Rocha, Bass, Robertson & Bowen, 2002; Araújo *et al.*, 2005; Floeter *et al.*, 2005; Pacheco, 2008; Medeiros, Souza & Ilarri, 2010; Chaves, 2012; Santos, 2013), comportamento e interações ecológicas (Menegatti, Vescovi & Floeter, 2003; Sazima, Grossman, Bellini & Sazima, 2004; Osório, Rosa & Cabral, 2006; Sazima & Ferreira, 2006; Bonaldo & Krajewski, 2008; Bonaldo, Krajewski, Sazima & Sazima, 2007; Sazima, Grossman & Sazima, 2010; Mendes, Mazzei, Correal & Ferreira, 2011; Aued 2012; Pereira, Feitosa, Medeiros & Ferreira, 2013; Souza & Ilarri, 2014; Longo, Ferreira & Floeter, 2014; Longo *et al.*, 2015), morfologia (Araújo, Paiva, César & Silva, 2003; Nunes 2008; Araújo, Maranhão, Vêras & Hazin, 2009; Feitosa 2010; Souza *et al.*, 2011), conservação e pesca (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Araújo & Albuquerque Filho 2005; Gasparini, Floeter, Ferreir & Sazima, 2005; Ferreira, Gasparini, Carvalho-Filho & Floeter, 2005; Francini-Filho & Moura, 2008; Marques & Ferreira, 2010, Roos, Pennino, Lopes & Cavalho, 2016) e genética (Freitas, Araújo & Solé-Cava, 2002; Molina & Galetti Jr, 2004a,b; Galetti Jr, Molina, Affonso & Aguilar, 2006). Ver também os capítulos 9 e 10 deste livro.

Os primeiros estudos abordando a herbivoria em recifes brasileiros surgiram somente no final da década de 90, acompanhando uma série de trabalhos lançados na década de 80 que abordaram os efeitos da herbivoria e da territorialidade das espécies da família Pomacentridae. Estas foram as primeiras espécies herbívoras a serem pesquisadas, por sua conspicuidade no ambiente recifal e sua facilidade para manipulação em experimentos *in situ*. No Brasil, o primeiro estudo desta natureza a ser realizado tratou da herbivoria por *Stegastes fuscus* e seu efeito nos recifes rochosos de Arraial do Cabo (Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret, 1998). Através desse trabalho pioneiro foi possível identificar a influência positiva desta espécie na diversidade e biomassa das algas, bem como em sua criptofauna associada. Os mesmos autores produziram no mesmo ano um artigo envolvendo

a variabilidade sazonal nas taxas de alimentação e de processamento de alimentos por três espécies; cada uma pertencente a uma das principais famílias de herbívoros de ambientes recifais do Brasil (Ferreira, Peret & Coutinho, 1998).

Partindo destes trabalhos iniciais, os estudos seguintes focaram na investigação da dieta e do comportamento de forrageio dos herbívoros brasileiros. Baseado em análises de conteúdos estomacais, Dias, Rosa & Feitoza (2001) determinaram a dieta das três espécies de acanturídeos dos recifes naturais e naufrágios da Paraíba; Ferreira & Gonçalves (2006) observaram a dieta das mesmas espécies em Abrolhos, juntamente com mais cinco espécies de peixes-papagaio e duas espécies de *Kyphosus*, estas duas últimas também investigadas por Silvano & Güth (2006) em ambientes subtropicais. Ainda levando em consideração os trabalhos que utilizaram conteúdos estomacais para determinação da dieta, Mendes, Villaça, & Ferreira (2009) trabalharam a dieta do herbívoro críptico *Scartella cristata* e Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012) determinaram a dieta das espécies *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis* habitando recifes de coral; e Longo *et al.* (2015) compararam a dieta de *A. chirurgus* e *A. coeruleus* no Atol das Rocas.

Stegastes fuscus é a espécie herbívora mais bem estudada quanto a sua atividade de forrageamento e territorialidade, e vem sendo investigada nesse tema em vários locais de sua ocorrência ao longo da costa brasileira, como Santa Catarina (Barneche *et al.*, 2009; Aued, 2012), Arraial do Cabo (Ferreira, Peret & Coutinho, 1998; Aued, 2012; Lorenzetti, 2016), Espírito Santo (Menegatti, Vescovi & Floeter, 2003), Porto Seguro (Aued, 2012), Paraíba (Osório, Rosa & Cabral, 2006; Medeiros, Souza & Ilarri, 2010), Tamandaré (Barneche *et al.*, 2009) e Rio Grande do Norte (Aued, 2012). A atividade de forrageamento de *S. variabilis* foram estudadas por Medeiros, Souza & Ilarri (2010) e de *Stegastes rocasensis* por Souza *et al.* (2011).

A literatura sobre a ecologia dos peixes-papagaio brasileiros ainda é bastante escassa, e os primeiros trabalhos com comunidades de peixes recifais no Brasil se referem as espécies brasileiras como as suas espécies-irmãs caribenhas (e.g. *Sparisoma amplum* em muitos casos foi tratada como *Sparisoma viride*). Ademais, algumas espécies de peixes-papagaio foram somente descritas recentemente, como *Scarus zelindae* (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001), *Sparisoma tuiupiranga* (Gasparini, Joyeux & Floeter, 2003) e *Sparisoma rocha* (Pinheiro, Gasparini & Sazima, 2010). A atividade de forrageamento dos peixes-papagaio foi investigada

em Fernando de Noronha (Bonaldo, Krajewski, Sazima & Sazima, 2006), onde só se encontram as espécies do gênero *Sparisoma*; em Abrolhos, onde foram estudadas em conjunto com as atividades de forrageamento de Acanthuridae (Francini-Filho *et al.*, 2010); nos recifes de Maracajaú, no Rio Grande do Norte (Moreira, 2012); e nos recifes de Tamandaré, onde foram investigadas as atividades de forrageamento por indivíduos juvenis em diferentes microhabitats (Feitosa & Ferreira, 2015), uma abordagem posteriormente replicada em recifes mais profundos da área (Pereira, Santos, Lippi & Silva, 2016).

Além dos trabalhos que demonstram as dietas e quantifiquem o forrageamento dos herbívoros, alguns estudos com experimentos *in situ* envolvendo o efeito da herbivoria para os ambientes recifais brasileiros estão disponíveis. Estes estudos são necessários para a avaliação das relações entre os peixes e o ambiente recifal, bem como para analisar os possíveis impactos causados por sua retirada, como ocorre com a pesca. O primeiro estudo desta natureza é Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret (1998), que observou os efeitos gerados pela herbivoria e territorialidade de *Stegastes fuscus*. Marques, Villaça & Pereira (2006) e Mendes, Cordeiro & Ferreira (2015) demonstraram experimentalmente como a susceptibilidade à predação, variável entre as espécies de macroalgas, pode afetar sua distribuição e, portanto, a composição bentônica dos recifes do Atol das Rocas e nos costões rochosos de Arraial do Cabo, respectivamente. No Atol das Rocas, por exemplo, estudos sobre a seletividade de macroalgas por peixes indicou que a pressão de herbivoria de *A. chirurgus* e *A. coeruleus* é potencialmente o principal fator determinante da distribuição da macroalga *Digenea simplex* (Longo *et al.*, 2015). Feitosa (2014) e Cordeiro (2014) utilizaram uma abordagem de exclusão experimental, simulando a sobrepesca dos herbívoros de maior porte de recifes de coral de Tamandaré e recifes rochosos de Arraial do Cabo, respectivamente. Em ambos os estudos, a exclusão dos herbívoros produziu um aumento de epífitas, principalmente das formas filamentosas porém, nenhuma alteração na biomassa algal foi verificada. Um outro estudo no litoral da Bahia, avaliou o papel da herbivoria na mediação de competição entre corais e macroalgas, demonstrando que herbivoria reduz o crescimento de macroalgas (Ramos, Kikuchi, Amaral & Fauth, 2014). Estes resultados sugerem que os peixes-papagaio podem ter um papel importante nos recifes brasileiros e que o declínio populacional por sobrepesca

podem ter efeitos ecossistêmicos importantes. No caso de Tamandaré, o efeito observado decorreu primariamente da sobrepesca dos peixes-papagaio, que seriam os principais controladores de biomassa algal que, juntamente a altos níveis de sedimentação e entrada de nutrientes no sistema, favorecem o crescimento das macroalgas eretas. Caso os estoques populacionais de peixes herbívoros nessas áreas não sejam restaurados, é possível que o controle das macroalgas continue.

1.5. AMEAÇAS AOS HERBÍVOROS E DESAFIOS PARA SUA CONSERVAÇÃO

Por possuírem um maior porte dentre os peixes herbívoros, os peixes-papagaio e os cirurgiões vem sendo ameaçados pela pesca predatória, principalmente devido à sobrexplotação dos peixes carnívoros, como ocorre no estado de Pernambuco. De fato, a pressão exercida pela pesca tem diminuído o nível trófico médio das cadeias alimentares ao longo do mundo (Pauly *et al.*, 1998) e também no Brasil (Freire & Pauly, 2010) e a consequência é o aumento da pressão pesqueira sobre espécies pertencentes aos níveis tróficos mais baixos (Floeter, Halpern & Ferreira, 2006; Francini-Filho & Moura, 2008). Apesar das divergências regionais nas comunidades de peixes, os efeitos da pesca são consistentes em uma escala global, e últimos estudos indicam que a pesca reduziu a biomassa mundial de peixes herbívoros a menos da metade, quando se compara os locais onde há ou não atividade pesqueira (Edwards *et al.*, 2014). Os grupos funcionais mais afetados pela pressão pesqueira são os mais importantes para o controle das macroalgas nos recifes.

No Brasil, os peixes-papagaio tem sido alvo intenso de caça submarina durante as duas últimas décadas em muitos locais (Ferreira & Gonçalves, 1999; Roos, Pennino, Lopes & Cavalho, 2016). Em alguns estados brasileiros, uma porção considerável da produção pesqueira de herbívoros é exportada, a maior parte para os Estados Unidos. Do pescado exportado pelo Rio Grande do Norte, por exemplo, aproximadamente 21% da produção é de peixes-papagaio (Cunha, Carvalho & Araújo, 2012). No cenário brasileiro, onde todas as grandes espécies de budiões são endêmicas (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001), essa pressão de pesca pode resultar inclusive em uma perda para a biodiversidade global. Devido a esta pressão, ao final de 2014, muitas espécies de peixes-papagaio passaram a figurar na lista de espécies aquáticas ameaçadas do Brasil. As espécies *Scarus zelindae*, *Sparisoma*

axillare, *Sp. frondosum* e *Sp. rocha* estão listadas na categoria vulnerável e a espécie *Scarus trispinosus* está incluída como espécie ameaçada de extinção. Em escala global, a avaliação da IUCN (International Union for Conservation of Nature) das famílias dos principais herbívoros de recifes de coral (Acanthuridae, Kyphosidae, Labridae, Pomacentridae e Siganidae) analisou 853 espécies quanto ao seu estado de conservação. Dentre estas famílias, que também possuem representantes carnívoros, onívoros e planctívoros, 13 espécies de herbívoros foram classificadas em algum nível de ameaça ou próximas de estarem incluídas (*Near Threatened*) neles (Tabela 1.2). *Acanthurus chronixis* (Acanthuridae), *Girella zonata* (Kyphosidae), quatro espécies de *Stegastes* (Pomacentridae) e duas de *Siganus* (Siganidae) estão listadas como vulneráveis devido a sua distribuição espacial restrita. Por outro lado, entre as 29 espécies ameaçadas de Labridae, cinco são herbívoras e seu grau de ameaça está mais associado com a pressão pesqueira em suas populações. Dentre os budiões listados como ameaçados pela IUCN, a espécie que ocupa a categoria mais próxima da extinção é a endêmica do Brasil, *Scarus trispinosus*, considerada em perigo de extinção devido a redução de suas populações (Bender *et al.*, 2014).

Uma das possíveis soluções de manejo para tal impacto é a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), considerada uma útil ferramenta de gestão disponível para superar problemas ecológicos incluindo a perda da biodiversidade (Bohnsack & Ault, 1996; Allison, Lubchenco & Carr, 1998; Dayton, Sala, Tegner & Thrush, 2000; Roberts & Hawkins, 2000; Jackson *et al.*, 2001), alteração da estrutura trófica dos ecossistemas, e crônica sobrepesca em todo o mundo (Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2002; Jackson *et al.*, 2001; Gell & Roberts, 2002). No entanto, a aceitação de reservas marinhas como ferramentas de gestão das pescas ainda permanece controversa, devido a fatores sociais na proibição da pesca (NRC, 2001; Hilborn, 2002). Todavia, é sabido que as espécies de peixes-papagaio possuem abundâncias significativamente maiores dentro das AMPs do que em outras demais localidades tanto no Brasil (Francini-Filho & Moura, 2008; Floeter, Halpern & Ferreira, 2006), quanto no mundo (Hughes *et al.*, 2007).

Recentemente, com o advento de técnicas de rastreamento (tracking) mais modernas, foi possível observar que os peixes-papagaio utilizam não mais do que 0,025 km² como área de vida (Welsh & Bellwood, 2012). Assim, para este grupo

de peixes em particular, a mais provável forma de dispersão de indivíduos para fora dos limites de uma AMP é através de seus ovos e larvas. Contudo, trabalhos que evidenciem a exportação de larvas destas áreas de maior abundância para áreas no entorno ainda são bastante escassos (Green *et al.*, 2015). No Brasil, nenhum estudo, até a presente data, avaliou a efetividade das AMPs como fontes de

Tabela 1.2 – Espécies de herbívoros listadas em alguma categoria de ameaça ou próximo a esta, pelos critérios da IUCN. Categorias da IUCN: NT = Quase ameaçada de extinção (Near Threatened); VU = Vulnerável a extinção (Vulnerable); EN = Em perigo de extinção (Endangered). Ameaças: DR = Distribuição restrita; PE = Pesca. Números em parênteses representam a quantidade de espécies avaliadas até o segundo semestre de 2017.

FAMÍLIA/ESPÉCIE	LOCALIDADE	IUCN	AMEAÇA
Acanthuridae (81)			
<i>Acanthurus chronixis</i>	Ilhas Carolinas - Pacífico Oeste	VU	DR
Kyphosidae (13)			
<i>Girella zonata</i>	Cabo Verde - Atlântico Oeste	VU	DR
Labridae (611)			
<i>Bolbometopon muricatum</i>	Indo-Pacífico	VU	PE
<i>Chlorurus bowersi</i>	Indonésia	NT	DR / PE
<i>Scarus guacamaia</i>	Caribe	NT	PE
<i>Scarus hypselopterus</i>	Indonésia ao Japão	NT	DR / PE
<i>Scarus trispinosus</i>	Brasil	EN	PE
Pomacentridae (128)			
<i>Stegastes baldwini</i>	Ilhas Clipperton - Pacífico Leste	NT	DR
<i>Stegastes beebei</i>	Ilhas: Galápagos/Cocos/Malpelo	VU	DR
<i>Stegastes leucorus</i>	Ilha Revillagigedo - Pacífico Leste	VU	DR
<i>Stegastes redemptus</i>	Ilha Revillagigedo- Pacífico Leste	VU	DR
Siganidae (20)			
<i>Siganus niger</i>	Tonga - Pacífico Leste	VU	DR
<i>Siganus uspi</i>	Fiji - Pacífico Leste	NT	DR

larvas para nenhuma espécie. Para o manejo efetivo da pesca dos peixes-papagaio, como também para a preservação das espécies de Scarini consideradas ameaçadas (como *Scarus trispinosus*) ou vulneráveis (como *Scarus zelindae*, *Sparisoma axillare*, *Sparisoma frondosum* e *Sparisoma rocha*), esse entendimento é essencial. Portanto, trabalhos de considerem a exportação larval dos peixes-papagaio criarão subsídios para o entendimento da conectividade entre AMPs e áreas adjacentes, contribuindo para o melhor planejamento destas para a conservação desse grupo chave para a ecologia dos recifes de coral brasileiros.

Referências Bibliográficas

- Adey, W.H. (1998). Coral reefs: algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *Journal of Phycology*, 34: 393-406.
- Allison, G.W.; Lubchenco, J. & Carr, M.H. (1998). Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications*, 8: 79-92.
- Araújo, M.E. & Albuquerque Filho, A.C. (2005). Biologia das principais espécies de peixes ornamentais marinhos do Brasil: uma revisão bibliográfica e documental. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 13: 109-154.
- Araújo, M.E.; Carvalho, A.C.; Magalhães, H.S.; Santana, R.F.C.C.A.; Silva-Falcão, E.C.; Saraiva, A.A.F.; Alcântara, R. & Nunes, J.L.S. (2005). Distribuição espacial de Acanthuridae em uma poça de maré, Serrambi, Pernambuco. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 18: 25-31.
- Araújo, M.E.; Maranhão, H.A.; Vêras, D.P. & Hazin, F.H.V. (2009). Unusual coloration pattern in juveniles of *Stegastes fuscus* (Actinopterygii: Pomacentridae). *Zootaxa*, 2081: 67-68.
- Araújo, M.E.; Paiva, A.C.G.; César, F.B. & Silva J.C.C. (2003). A sutil diagnose morfológica entre as espécies simpátricas *Stegastes fuscus* e *S. variabilis* (Actinopterygii: Pomacentridae). *Arquivos de Ciências do Mar*, 36: 37-43.
- Arias-González, J. E., Fung, T., Seymour, R. M., Garza-Pérez, J. R., Acosta-González, G., Bozec, Y. M., & Johnson, C. R. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PloS one*, 12(4), e0174855.
- Aued, A.W. (2012). *Comportamento territorial e alimentar do peixe-donzela comum, Stegastes fuscus (Pisces: Pomacentridae) ao longo da costa brasileira* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
-

- Bak, R.P.; Brouns, J.J.W.M. & Heys, F.M.L. (1977). Regeneration and aspects of spatial competition in the scleractinian corals *Agaricia agaricites* and *Montastrea annularis*. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium*, 1: 143-148.
- Barbosa, L.M.; Bittencourt, A.C.S.P.; Dominguez, J.L. & Martin, L. (1986). The Quaternary coastal deposits of the state of Alagoas: influence of the relative sealevel changes. In J. Rabassa. (Ed.), *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula* (4, pp. 269-290). Leiden: Balkema Publisher.
- Barneche, D.R.; Floeter, S.R.; Ceccarelli, D.M.; Frensel, D.M.B.; Dinslaken, D.F.; Mário, H.F.S. & Ferreira, C.E.L. (2009). Feeding macroecology of territorial damselfishes (Perciformes: Pomacentridae). *Marine Biology*, 156(3): 289-299.
- Bellwood, D.R. (1988). Ontogenetic changes in the diet of early post-settlement *Scarus* species (Pisces: Scaridae). *Journal of Fish Biology*, 33: 213-219.
- Bellwood, D.R. (1994). A phylogenetic study of the parrotfishes family Scaridae (Pisces: Labroidei), with a revision of genera. *Records of the Australian Museum, Supplements*, 20: 1-86.
- Bellwood, D.R. (1995). Direct estimate of bioerosion by two parrotfish species, *Chlorurus gibbus* and *C. sordidus*, on the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Biology*, 121: 419-429.
- Bellwood, D.R. & Choat, J.H. (1990). A functional analysis of grazing in parrotfishes (family Scaridae): the ecological implications. *Environmental Biology of Fishes*, 28: 189-214.
- Bellwood D.R., Hoey A.S., Bellwood O. & Goatley, C.H.R. (2014). Evolution of long-toothed fishes and the changing nature of fish – benthos interactions on coral reefs. *Nature Communications* 5, 3144.
- Bellwood, D.R.; Hoey, A.S. & Choat, J.H. (2003). Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecological Letters*, 6: 281-285.
- Bellwood, D.R. & Hughes, T.P. (2001). Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*, 292: 1532-1534.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folke, C. & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994): 827-833.
- Bellwood, D.R. & Wainwright, P.C. (2002). The history and biogeography of fishes on coral reefs. In P. Sale (Ed.), *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem* (pp. 5-32). San Diego: Academic Press.

-
- Bender, M.G., Machado, G.R., de Azevedo Silva, P.J., Floeter, S.R., Monteiro-Netto, C., Luiz, O. J., & Ferreira, C.E. (2014). Local ecological knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. *PLoS One*, 9(10), e110332.
- Birkeland, C. (1997). The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium*, 1: 15-21.
- Bohnsack, J. & Ault, J.S. (1996). Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography*, 9: 73-82.
- Bonaldo, R.M. & Bellwood, D.R. (2011). Spatial variation in the effects of grazing on epilithic algal turfs on the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs* 30: 381-390.
- Bonaldo, R.M. & Krajewski, J.P. (2008). Differences in interspecific associations of initial and terminal phase parrotfish in north-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 1: 87-87.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P.; Sazima, C. & Sazima, I. (2006). Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Marine Biology*, 149(3): 423-433.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P.; Sazima, C. & Sazima, I. (2007). Dentition damage in parrotfishes feeding on hard surfaces at Fernando de Noronha Archipelago, southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 342: 249-254.
- Brawley, S.H. & Adey, W.H. (1977). Territorial behavior of threespot damselfish (*Eupomacentrus planifrons*) increases reef algal biomass and productivity. *Environmental Biology of Fishes* 2: 45-51.
- Bruckner, A.W. & Bruckner, R.J. (1998). Destruction of coral by *Sparisoma viride*. *Coral Reefs*, 17: 350-350.
- Bruckner, A.W.; Bruckner, R.J. & Sollins, P. (2000). Parrotfish predation on live coral: 'spot biting' and 'focused biting'. *Coral Reefs*, 19: 50-50.
- Bruggemann, J.H.; Van Kessel, A.M.; Van Rooij, J.M. & Breeman, A.M. (1996). Bioerosion and sediment ingestion by the Caribbean parrotfish *Scarus vetula* and *Sparisoma viride*: implications of fish size, feeding mode and habitat use. *Marine Ecology Progress Series*, 134: 59-71.
- Bruno, J.F. & Selig, E.R. (2007). Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: timing, extent, and subregional comparisons. *PLoS one*, 2(8):711-711.
- Bryan, P.G. (1975). Food habits, functional digestive morphology, and assimilation efficiency of the rabbitfish *Siganus spinus* (Pisces, Siganidae) on Guam. *Pacific Science*, 29(3): 269-277.
-

- Canan, B.; Souza, L.L.G.; Volpato, G.L.; Araújo, A. & Chellappa, S. (2010). Temporal dynamics of feeding and reproduction of the damsel fish (*Stegastes fuscus*). *Carpe Diem*, 8(8): 11-31.
- Carpenter, R.C. (1986). Partitioning herbivory and its effects on coral reef algal communities. *Ecological Monographs*, 56: 345-364.
- Carr, W.E.S. & Adams, C.A. (1973). Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society*, 102: 511-540.
- Ceccarelli, D.M. (2007). Modification of benthic communities by territorial damselfish: a multi-species comparison. *Coral Reefs*, 26: 853-866.
- Cesar, F. B. & Ferreira, B. P. (2004). Idade, crescimento e uso do habitat das espécies *Stegastes rocasensis*, no Atol das Rocas e *S. sanctipauli*, no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. (Dissertação de Mestrado, PPGO - UFPE), Recife.
- Chaves, L.C.T. (2012). *Padrões de distribuição, idade e crescimento de peixes-donzela (Pomacentridae): uma abordagem de variações espaciais e temporais* (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Choat, J.H.; Clements, K. & Robbins, W. (2002). The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. I: Dietary analyses. *Marine Biology*, 140: 613-623.
- Choat, J.H. (1991). The biology of herbivorous fishes on coral reefs. In P. Sale (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 120-155). San Diego: Academic Press.
- Clements, K.D. & Choat, J.H. (1993). Influence of season, ontogeny and tide on the diet of the temperate marine herbivorous fish *Odax pullus* (Odacidae). *Marine Biology*, 117: 213-220.
- Clements, K.D.; German, D.P.; Piché, J.; Tribollet, A. & Choat, J.H. (2017). Integrating ecological roles and trophic diversification on coral reefs: multiple lines of evidence identify parrotfishes as microphages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 120: 729-751
- Clements, K.D.; Raubenheimer, D. & Choat, J.H. (2009) Nutritional ecology of marine herbivorous fishes: ten years on. *Functional Ecology* 23: 79-92.
- Coles, S.L. (1988). Limitations on reef coral development in the Arabian Gulf: temperature or algal competition. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 3: 211-216.
- Connell S.D.; Foster, M.S. & Airolidi L. (2014). What are algal turfs? Towards a better description of turfs. *Marine Ecology Progress Series* 495, 299-307.
- Cordeiro, C.A.M.M. (2014). *Herbivoria em recifes rochosos em Arraial do Cabo/RJ* (Tese de Doutorado), Universidade Federal Fluminense, Niterói.

-
- Cunha, F.E.A.; Carvalho, R.A.A. & Araújo, M.E. (2012). Exportation of reef fish for human consumption: long-term analysis using data from Rio Grande do Norte, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca de São Paulo*, 38(4): 369-378.
- Dayton, P.K.; Sala, E.; Tegner, M.J. & Thrush, S. (2000). Marine protected areas: parks, baselines, and fishery enhancement. *Bulletin of Marine Science*, 66: 617-634.
- De Ruyter Van Steveninck, E.D.; Van Mulekom, L.L. & Breeman, A.M. (1988). Growth inhibition of *Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley by scleractinian corals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 115(2): 169-178.
- De'ath, G.; Fabricius, K.E.; Sweatman, H. & Puotinen, M. (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(44): 17995-17999.
- Dell, C.L., Longo, G.O. & Hay, M.E. (2016). Positive Feedbacks Enhance Macroalgal Resilience on Degraded Coral Reefs. *PloS One*, 11(5), e0155049.
- Dias, T.L.; Rosa, I.L. & Feitoza, B.M. (2001). Food resource and habitat sharing by the three Western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: Acanthurus) off Paraíba Coast, North-Eastern Brazil. *Aqua*, 5(1): 1-10.
- Dominguez, J.M.L.; Bittencourt, A.C.D.S.P.; Leão, Z.M.D.A.N. & De Azevedo, A.E.G. (1990). Geologia do Quaternário costeiro do Estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Geociências*, 20: 208-215.
- Done, T.J. (1992). Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247: 121-132.
- Duarte, C.S.A. & Acero, P. (1988). Hábitos alimentares de los peces del género *Acanthurus* (Perciformes: Acanthuridae) em la región de Santa Maria (Caribe Colombiano). *Revista de Biología Tropical*, 36(2B): 399-405.
- Duffy, J.E. & Hay, M.E. (1990). Seaweed adaptations to herbivory. *BioScience*, 40: 368-375.
- Duffy, J.E. & Paul, V.J. (1992). Prey nutritional quality and the effectiveness of chemical defenses against tropical reef fishes. *Oecologia*, 90: 333-339.
- Edwards, C.B.; Friedlander, A.M.; Green, A.G.; Hardt, M.J.; Sala, E.; Sweatman, H.P.; Williams, I. D.; Zgliczynski, B.; Sandin, S.A. & Smith, J.E. (2014). Global assessment of the status of coral reef herbivorous fishes: evidence for fishing effects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1774): 20131835-20131835.
- Emanuel, K. (2005). Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature*, 436(7051): 686-688.
-

- Feeny, P. (1976). Plant apparency and chemical defense. *Recent Advances in Phytochemistry*, 10: 1-40.
- Feitosa, J.L.L. (2010). *Alimentação e ecomorfologia trófica de Stegastes fuscus e S. variabilis (Actinopterygii: Pomacentridae) nos recifes de Tamandaré, Pernambuco*. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Feitosa, J.L.L. (2014). *Ecologia da herbivoria por peixes-papagaio no Atlântico Oeste: organização social, ontogenia e papel funcional*. (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Feitosa, J.L.L.; Cocentino, A.M.; Teixeira, S.F. & Ferreira, B.P. (2012). Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. *Journal of Sea Research*, 70: 42-49.
- Feitosa, J.L.L. & Ferreira, B.P. (2015). Distribution and feeding patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. *Marine Ecology*, 36(3): 462-474.
- Ferreira, B.P. & Maida, M. (2006). Monitoramento dos recifes de coral do Brasil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. & Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*, 31(7): 1093-1106.
- Ferreira, C.E.L.; Gasparini, J.L.; Carvalho-Filho, A. & Floeter, S.R. (2005). A recently extinct parrotfish species from Brazil. *Coral Reefs*, 24(1): 128-128.
- Ferreira, C.E.L. & Gonçalves, J.E.A. (1999). The unique Abrolhos reef formation (Brazil): need for specific management strategies. *Coral Reefs*, 18(4): 352-352.
- Ferreira, C.E.L. & Gonçalves, J.E.A. (2006). Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, South-Western Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 69: 1533-1551.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho, R., & Peret, A. (1998). Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a Tropical Rocky Shore: Effects on the Benthic Community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229: 241-264.
- Ferreira, C.E.L.; Peret, A.C. & Coutinho, R. (1998). Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, 53: 222-235.
- Figueiredo, M.A.O.; Horta, P.A.; Pedrini, A.G. & Nunes, J.M.C. (2008). Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 258-269.

-
- Floeter, S.R.; Behrens, M.D.; Ferreira, C.E.L.; Paddock, M.J. & Horn, M.H. (2005). Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes. *Marine Biology*, 147: 1435-1447.
- Floeter, S.R.; Halpern, B.S. & Ferreira, C.E.L. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, 128: 391-402.
- Francini-Filho, R.B. & Moura, R.L. (2008). Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research*, 93: 346-356.
- Francini-Filho, R.B.; Ferreira, C.M.; Coni, E.O.C.; Moura, R.L. & Kaufman, L. (2010). Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability and interference competition. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90: 481-492.
- Francini-Filho, R.B.; Moura, R.L.; Ferreira, C.M. & Coni, E.O.C. (2008). Live coral predation by parrotfishes (Perciformes: Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional group. *Neotropical Ichthyology*, 6(2): 191-200.
- Freire, K.M. & Pauly, D. (2010). Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fisheries Research*, 105: 57-62.
- Freitas, J.E.P.; Araújo, M.E. & Solé-Cava, A.M. (2003). Estruturação genética das populações de duas espécies de peixes recifais do Atol das Rocas e da costa do Ceará. *Tropical Oceanography*, 31: 171-180.
- Frost, S.H. (1977). Cenozoic reef system of the Caribbean. Prospects for Paleoecologic Synthesis. In: S.H. Frost, M.P. Weiss & J.B. Saunders (Eds.), *Reef and Related Carbonates, Ecology and Sedimentology* (4, pp. 93-110). Tulsa: American Association of Petroleum Geologists.
- Gaines, S.D. & Lubchenco, J. (1982). A unified approach to marine plant-herbivore interactions. II. Biogeography. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 13: 111-138.
- Galetti Jr, P.M.; Molina, W.F.; Affonso, P.R.A. & Aguilar, C.T. (2006). Assessing genetic diversity of Brazilian reef fishes by chromosomal and DNA markers. *Genetica*, 126: 161-177.
- Garbary, D.J. (2001). *Biogeography of Marine Algae*. New Jersey: eLS, John Wiley & Sons Ltd.
-

- Gardner, T.A.; Côté, I.M.; Gill, J.A.; Grant, A. & Watkinson, A.R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301(5635): 958-960.
- Gaspar, A. L. B. & Ferreira, B. P. (2006). Idade, crescimento e padrões de recrutamento do Bobó, *Sparisoma axillare*, na APA Costa dos Corais. (Dissertação de Mestrado, PPGO - UFPE), Recife.
- Gasparini, J.L.; Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L. & Sazima, I. (2005). Marine ornamental trade in Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 14(12): 2883-2899.
- Gasparini, J.L.; Joyeux, J.C. & Floeter, S.R. (2003). *Sparisoma tuiupiranga*, a new species of parrotfish (Perciformes: Labroidae: Scaridae) from Brazil, with comments on the evolution of the genus. *Zootaxa*, 384: 1-14.
- Gell, F.R. & Roberts, C.M. (2002). The fishery effects of marine reserves and fishery closures. Washington: World Wildlife Fund.
- Green, A.L.; Maypa, A.P.; Almany, G.R.; Rhodes, K.L.; Weeks, R.; Abesamis, R.A.; Gleason, M.G.; Mumby, P.J. & White, A.T. (2015). Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews*, 90 (4), 1215-1247.
- Harmelin-Vivien, M.L. (2002). Energetics and fish diversity on coral reefs. In P. Sale (Ed.), *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem* (pp. 265-274). San Diego: Academic Press.
- Hata, H. & Kato, M. (2004). Monoculture and mixed-species algal farms on a coral reef are maintained through intensive and extensive management by damselfishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 313: 285-296.
- Havelange, S.; Lepoint, G.; Dauby, P. & Bouquegneau, J.M. (1997). Feeding of the Sparid Fish *Sarpa salpa* in a Seagrass Ecosystem: Diet and Carbon Flux. *Marine Ecology*, 18: 289-297.
- Hay, M.E. (1981). The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62: 739-750.
- Hay, M.E. (1984). Predictable spatial escapes from herbivory: how do these affect the evolution of herbivore resistance in tropical marine communities? *Oecologia*, 64: 396-407.
- Hay, M.E. (1985). Spatial patterns of herbivore impact and their importance in maintaining algal species richness. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium*, 4: 29-34.

-
- Hay, M.E. (1991). Fish-seaweed interaction on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In P. Sale (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 96-119). San Diego: Academic Press.
- Hay, M.E. (1996). Marine chemical ecology: what is known and what is next? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200: 103-139.
- Hay, M.E. (1997). The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral Reefs*, 16(1): 67-76.
- Hay, M.E. & Steinberg, P.D. (1992). The chemical ecology of plant herbivore interactions in marine versus terrestrial communities. In J. Rosenthal & M. Berenbaum (Eds.), *Herbivores: their Interaction with Secondary Metabolites, Evolutionary and Ecological Processes* (pp. 371-413). San Diego: Academic Press.
- Heyward, A.J. & Negri, A.P. (1999). Natural inducers for coral larval metamorphosis. *Coral Reefs*, 18(3): 273-279.
- Hiatt, R.W. & Strasburg, D.W. (1960). Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. *Ecological Monographs*, 30: 65-127.
- Hilborn, R. (2002). Marine reserves and fisheries management - Reply to C.M. Roberts. *Science*, 295: 1233-1234.
- Hixon, M.A. & Brostoff, W.N. (1996). Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecology*, 66: 67-90.
- Hobson, E.S. (1974). Feeding relationships of teleostean fishes on coral reefs in Kona, Hawaii. *Fisheries Bulletin*, 72: 915-1031.
- Hoey, A.S. & Bellwood, D.R. (2008). Cross-shelf variation in the role of parrotfishes on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 27: 37-47.
- Horn, M. H. (1989). Biology of marine herbivorous fishes. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 27, 167-272.
- Horta, P.A. (2000). *Macroalgas do infralitoral do sul do Brasil: taxonomia e biogeografia* (Tese de Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Horta, P.A.; Amancio, E.; Coimbra, C.S. & Oliveira, E.C. (2001). Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. *Hoehnea*, 28(3): 243-265.
- Hughes, T.P. (1989). Community structure and diversity of coral reefs: the role of history. *Ecology*, 70: 275-279.
- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1551.
-

- Hughes, T.P.; Rodrigues, M.J.; Bellwood, D.R.; Ceccarelli, D.; Hoegh-Guldberg, O.; McCook, L.; Moltischniowskyj, N.; Pratchett, M.S.; Steneck, R.S. & Willis, B.L. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*, 17: 1-6.
- Jackson, J.B.C.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, H.S.; Pandolfi, J.M.; Peterson, C.H.; Steneck, R.S.; Tegner, M.J. & Warner, R.R. (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293, 629-638.
- Jompa, J. & McCook, L.J. (1998). Seaweeds save the reef?!: *Sargassum* canopy decreases coral bleaching on inshore reefs. *Reef Research*, 8: 5-5.
- Jones, G.P. & Andrew, N.L. (1990). Herbivory and patch dynamics on rocky reefs in temperate Australasia, the role of fish and seaurchins. *Australian Journal of Ecology*, 15: 505-520.
- Jones, G.P.; Santana, L.; McCook, L.J. & McCormick, M.I. (2006). Resource use and impact of three herbivorous damselfish on coral reef communities. *Marine Ecology Progress Series*, 328: 215-224.
- Jones, R.S. (1968). Ecological relationships in Hawaiian and Johnston Island Acanthuridae (surgeonfishes). *Micronesica*, 4: 309-361.
- Kikuchi, R.K.P. & Leão, Z.M.A.N. (1998). The effects of Holocene sea level fluctuation on reef development and coral community structure, Northern Bahia, Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 70: 159-171.
- Klumpp, D.W. & Polunin, N.V.C. (1989). Partitioning among grazers of food resources within damselfish territories on a coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 125(2): 145-169.
- Laborel, J.L. (1969). Madreporaires et hydrocoralliaires recifaux des côtes brésiliennes. Systematique, ecologie, repartition verticale et geographie. *Ann. Inst. Oceanogr. Paris* 47: 171-229.
- Lassuy, D.R. (1984). Diet, intestinal morphology and nitrogen assimilation efficiency in the damselfish *Stegastes lividus*, in Guam. *Environmental Biology of Fishes*, 10: 183-193.
- Leão, Z.M.A.N. & Kikuchi, R.K.P. (2005). A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 51(5): 599-611.

-
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R.K.P. & Testa, V. (2003). Corals and coral reefs of Brazil. In: J. Cortés (Ed.), *Latin American Coral Reefs* (pp. 9-52). Amsterdam: Elsevier Science.
- Lessios, H.A. (1988). Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: what have we learned? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 19: 371-393.
- Letourneur, Y.; Galzin, R. & Harmelin-Vivien, M. (1997). Temporal variations in the diet of the damselfish *Stegastes nigricans* (Lacepède) on a Réunion fringing reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 217(1): 1-18.
- Lewis, S.M. (1986). The role of herbivorous fishes in the organization of a Caribbean reef community. *Ecological Monographs*, 56: 183-200.
- Lewis, S.M.; Norris, J.N. & Searles, R.B. (1987). The regulation of morphological plasticity in tropical reef algae by herbivory. *Ecology*, 68: 636-641.
- Littler, M.M. & Littler, D.S. (1980). The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist*, 116: 25-44.
- Littler, M.M. & Littler, D.S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74(1): 13-34.
- Littler, M.M. & Littler, D.S. (1997). Disease-induced mass mortality of crustose coralline algae on coral reefs provides rationale for the conservation of herbivorous fish stocks. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1: 719-724.
- Littler, M.M.; Taylor, P.R. & Littler, D.S. (1983). Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. *Coral Reefs*, 2(2): 111-118.
- Lobel, P.S. (1980). Herbivory by damselfish and their role in coral reef community ecology. *Bulletin of Marine Science*, 30: 273-289.
- Lobel, P.S. & Ogden, J.C. (1981). Foraging by the herbivorous parrotfish *Sparisoma radians*. *Marine Biology*, 64: 173-183.
- Longo, G. O., Ferreira, C.E.L. & Floeter, S. R. (2014). Herbivory drives large-scale spatial variation in reef fish trophic interactions. *Ecology and Evolution* 4, 4553-4566.
- Longo, G.O. & Hay, M.E. (2015). Does seaweed-coral competition make seaweeds more palatable? *Coral Reefs*, 34(1): 87-96.
-

- Longo, G.O.; Morais, R.A.; Martins, C.D.L.; Mendes, T.C.; Aued, A.W.; Cândido, D.V.; De Oliveira, J.C.; Nunes, L.T.; Fontoura, L.; Sissini, M.N.; Teschima, M.M.; Silva, M.B.; Ramlov, F.; Gouvea, L.P.; Ferreira, C.E.L.; Segal, B.; Horta, P.A. & Floeter, S.R. (2015). Between-Habitat Variation of Benthic Cover, Reef Fish Assemblage and Feeding Pressure on the Benthos at the Only Atoll in South Atlantic: Rocas Atoll, NE Brazil. *PloS One*, v.10, p.e0127176.
- Longo, G.O. & Hay, M.E. (2017). Seaweed allelopathy to corals: are active compounds on, or in, seaweeds? *Coral Reefs*, 36(1): 247-253.
- Lonzetti, B.C. (2016) *Análise do território de Stegastes fuscus (Cuvier, 1830) (Pomacentridade) e os efeitos sobre seu comportamento de defesa, em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro-Brasil*. (Monografia de Graduação), Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Lowe-McConnell, R.H. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Lubchenco, J. & Gaines, S.D. (1981). A unified approach to marine plant-herbivore interactions: I. Populations and communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 12: 405-437.
- Lucena, L.A.F.; Kanagawa, A.I.; Martins, G.J.M.; Targino, C.H.; Miranda, G.E.C. & Horta, P.A. (2007) Levantamento da Flora do Infralitoral do Município de Pitimbu, Litoral Sul do Estado da Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 5(2): 585-587.
- Macedo, E.C. (2009). *Um ensaio sobre a sedimentação e suas implicações ecológicas nos recifes costeiros de Tamandaré/PE* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Maida, M. & Ferreira, B.P. (1997). Coral reefs of Brazil: an overview. *Proceedings of the 8th international Coral Reef Symposium*, 1: 263-274.
- Mann, K.H. (1973). Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science*, 182: 975-981.
- Marques, L.V.; Villaça, R. & Pereira, R.C. (2006). Susceptibility of macroalgae to herbivorous fishes at Rocas Atoll, Brazil. *Botanica Marina*, 49: 379-385.
- Marques, S. & Ferreira, B.P. (2010). Composição e características da pesca de armadilhas no litoral Norte de Pernambuco - Brasil. *Boletim Técnico Científico CEPENE*, 18: 49-60.
- Martin, L.; Flexor, J.M.; Blitzkow, D. & Suguio, K. (1985). Geoid change indications along the Brazilian coast during the last 7000 years. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium*, 3: 85-90.

-
- McClanahan, T.R. (1997). Primary succession of coral-reef algae: Differing patterns on fished versus unfished reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218: 77-102.
- McClanahan, T.R.; Maina, J.; Starger, C.J.; Herron-Perez, P. & Dusek, E. (2005). Detriments to post-bleaching recovery of corals. *Coral Reefs*, 24: 230-246.
- McCook, L.; Jompa, J. & Diaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19(4): 400-417.
- McManus, J.W. (1985). Marine speciation, tectonics and sea-level changes in southeast Asia. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium*, 4: 133-138.
- Medeiros, P.R.; Souza, A.T. & Ilarri, M.I. (2010). Habitat use and behavioural ecology of the juveniles of two sympatric damselfishes (Actinopterygii: Pomacentridae) in the south-western Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, 77: 1599-1615.
- Meesters, E.H.; Pauchli, W. & Bak, R.P.M. (1997). Predicting regeneration of physical damage on a reef-building coral by regeneration capacity and lesion shape. *Marine Ecology Progress Series*, 146(1): 91-99.
- Meesters, H.W.G. & Bak, R.P.M. (1994). Effect of coral bleaching on tissue regeneration potential and colony survival. *Marine Ecology Progress Series*, 96: 189-198.
- Meesters, H.W.G.; Noordeloos, M. & Bak, R.P.M. (1994). Damage and regeneration links to coral growth in the reef-building coral *Montastrea annularis*. *Marine Ecology Progress Series*, 112: 119-128.
- Mendes, T.C.; Cordeiro, C.A.M. & Ferreira, C.E.L. (2015). An experimental evaluation of macroalgal consumption and selectivity by nominally herbivorous fishes on subtropical rocky reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471: 146-152.
- Mendes, T.C.; Mazzei, R.C.; Correal, G.O. & Ferreira, C.E.L. (2011). A new possible case of mimicry between two Brazilian endemic reef fish. *Marine Biodiversity Records*, 4: 29-29.
- Mendes, T.C.; Villação, R.C. & Ferreira, C.E.L. (2009). Diet and trophic plasticity of an herbivorous blenny *Scartella cristata* of subtropical rocky shores. *Journal of Fish Biology*, 75(7): 1816-1830.
- Menegatti, J.V.; Vescovi, D.L. & Floeter, S.R. (2003). Interações agonísticas e forrageamento do peixe-donzela, *Stegastes fuscus* (Perciformes: Pomacentridae). *Natureza on line*, 1(2): 45-50.
-

- Meyer, K.D. & Paul, V.J. (1995). Variation in secondary metabolite and aragonite concentrations in the tropical green seaweed *Neomeris annulata*: effects on herbivory by fishes. *Marine Biology*, 122: 537-545.
- Miller, M.W. & Hay, M.E. (1996). Coral-seaweed-grazer-nutrient interactions on temperate reefs. *Ecological Monographs*, 66(3): 323-344.
- Miller, M.W. & Hay, M.E. (1998). Effects of fish predation and seaweed competition on the survival and growth of corals. *Oecologia*, 113(2): 231-238.
- Molina, W.F. & Galetti Jr, P.M. (2004a). Multiple pericentric inversions and chromosomal divergence in the reef fishes *Stegastes* (Perciformes, Pomacentridae). *Genetics and Molecular Biology*, 27(4): 543-548.
- Molina, W.F. & Galetti, P.M. (2004b). Karyotypic changes associated to the dispersive potential on Pomacentridae (Pisces, Perciformes). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 309(1): 109-119.
- Monteiro-Neto, C.; Cunha, F.E.D.A.; Nottingham, M.C.; Araújo, M.E.; Rosa, I.L. & Barros, G.M.L. (2003). Analysis of the marine ornamental fish trade at Ceará State, northeast Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 12(6): 1287-1295.
- Montgomery, W.L. (1980). Comparative feeding ecology of two herbivorous damselfishes (Pomacentridae: Teleostei) from the Gulf of California, Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 47: 9-24.
- Moreira, A.L.P. (2012). *Uso do habitat e atividade de forrageio de duas espécies de Sparisoma (Labridae: Scarinae), na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais, Maracajaú-RN*. (Dissertação de Mestrado da Pós-Graduação em Ciências Biológicas da UFPB).
- Moreno-Sánchez, X.G.; Abitia-Cárdenas, L.A.; Escobar-Sánchez, O. & Palacios-Salgado, D.S. (2011). Diet of the cortez damselfish *Stegastes rectifraenum* (Teleostei: Pomacentridae) from the rocky reef at Los Frailes, Baja California Sur, Mexico. *Marine Biodiversity Records*, 4: 98-98.
- Morrison, D. (1988). Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology*, 69: 1367-1382.
- Moura, R.L.; Figueiredo, J.L. & Sazima, I. (2001). A new parrotfish (Scaridae) from Brazil, and revalidation of *Sparisoma amplum* (Ranzani, 1842), *Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831), *Sparisoma axillare* (Steindachner, 1878) and *Scarus trispinosus* Valenciennes, 1840. *Bulletin of Marine Science*, 68(3): 505-524.
- Mumby, P. (2009). Phase shifts and the stability of macroalgal communities on Caribbean. *Coral Reefs*, 28(3): 761-773.

-
- Mumby, P.J.; Dahlgren, C.P.; Harborne, A.R.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; Brumbaugh, D.R.; Holmes, K.E.; Mendes, J.M.; Broad, K.; Sanchirico, J.N.; Buch, K.; Box, K.; Stoffle, R.W. & Gill AB. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science*, 311: 98-101.
- Nelson, C.E.; Goldberg, S.J.; Kelly, L.W.; Haas, A.F.; Smith, J.E.; Rohwer, F. & Carlson, C.A. (2013). Coral and macroalgal exudates vary in neutral sugar composition and differentially enrich reef bacterioplankton lineages. *The ISME Journal*, 7(5): 962-962.
- Nelson, J.S. (2006). *Fishes of the World*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- NRC - National Research Council. (2001). *Marine Protected Areas: Tools for Sustaining Ocean Ecosystems*. Washington: National Academy Press.
- Noström, A.V., Nyström, M., Lokrantz, J. & Folke, C. (2009). Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 376: 295-306.
- Nugues, M.M.; Delvoye, L. & Bak, R.P. (2004). Coral defence against macroalgae: differential effects of mesenterial filaments on the green alga *Halimeda opuntia*. *Marine Ecology Progress Series*, 278: 103-114.
- Nunes, J. L. S. (2008). *Morfometria geométrica e ecomorfologia de Labridae e Pomacentridae no nordeste do Brasil* (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Nunes, J.M.C. (2005). *Rodofíceas marinhas bentônicas do estado da Bahia, Brasil* (Tese de Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Ogden, J.C. & Lobel, P.S. (1978). The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. *Environmental Biology of Fishes*, 3: 49-63.
- Osório, R.; Rosa, I.L. & Cabral, H. (2006). Territorial defence by the Brazilian damsel *Stegastes fuscus* (Teleostei: Pomacentridae). *Journal of Fish Biology*, 69(1): 233-242.
- Pacheco, A.C.G. (2008). *Partilha de hábitat entre peixes territorialistas nos recifes de Tamandaré - PE* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Paddock, M. & Sponaugle, S. (2008). Recruitment and habitat selection of newly settled *Sparisoma viride* to reefs with low coral cover. *Marine Ecology Progress Series*, 369: 205-212.
- Palumbi, S.R. 1997. Molecular biogeography of the Pacific. *Coral Reefs*, 16: 47-52.
-

- Paul, V.J. (1997). Secondary metabolites and calcium carbonate as defenses of calcareous algae on coral reefs. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1: 707-712.
- Paul, V.J. & Hay, M.E. (1986). Seaweed susceptibility to herbivory: chemical and morphological correlates. *Marine Ecology Progress Series*, 33: 255-264.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R. & Torres Jr, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Guénette, S.; Pitcher, T.J.; Rashid Sumaila, U.; Walters, C.J.; Watson, R. & Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418, 689-695.
- Pennings, S.C. & Paul, V.J. (1992). Effect of plant toughness, calcification, and chemistry on herbivory by *Dolabella auricularia*. *Ecology*, 3: 1606-1619.
- Pennings, S.C.; Puglisi, M.P.; Pitlik, T.J.; Himaya, A.C. & Paul, V.J. (1996). Effects of secondary metabolites and CaCO_3 on feeding by surgeonfishes and parrotfishes: within-plant comparisons. *Marine Ecology Progress Series* 134: 49-58.
- Pereira, P.H.; Santos, M.; Lippi, D.L. & Silva, P. (2016). Ontogenetic foraging activity and feeding selectivity of the Brazilian endemic parrotfish *Scarus zelindae*. *PeerJ*, 4: 2536-2536.
- Pereira, P.H.C.; Feitosa, J.L.; Medeiros, D.V. & Ferreira, B.P. (2013). Reef fishes foraging facilitation behavior: increasing the access to a food resource. *Acta Ethologica*, 16(1): 53-56.
- Pereira, S.M.B. (2002). Desenvolvimento e situação atual do conhecimento das macroalgas marinhas das regiões nordeste e norte. In: E.L. Araújo; A.N. Moura; E.V.D.S.B. Sampaio; L.M.S. Gestinari & J.D.M.T. Carneiro (Eds), *Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil* (pp. 117-121). Recife: Imprensa Universitária da UFRPE.
- Pereira, S.M.B.; Ribeiro, F.A. & Pedrosa, M.E.B. (2007). Algas pluricelulares do Infralitoral da praia de Gaibú (Pernambuco-Brasil). *Revista Brasileira de Biociências*, 5(2): 951-953.
- Pinheiro, H.T.; Gasparini, J.L. & Sazima, I. (2010). *Sparisoma rocha*, a new species of parrotfish (Actinopterygii: Labridae) from Trindade Island, South-western Atlantic. *Zootaxa*, 2493: 59-65.

-
- Pitlik, T.J. & Paul, V.J. (1997). Effects of toughness, calcite level, and chemistry of crustose coralline algae (Rhodophyta, Corallinales) on grazing by the parrotfish *Chlorurus sordidus*. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1: 701-706.
- Pitombo, F.B.; Ratto, C.C. & Belém, M.J.C. (1988). Species diversity and zonation pattern of hermatypic corals at two fringing reefs of Abrolhos archipelago, Brazil. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 2: 817-820.
- Ramos, C.A.C.; Kikuchi, R.K.P.; Amaral, F.D. & Fauth, J.E. (2014). A test of herbivory-mediated coral-algae interaction on a Brazilian reef during a bleaching event. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 456: 1-7.
- Randall, J.E. (1961). A contribution to the biology of the convict surgeonfish of the Hawaiian Islands, *Acanthurus triostegus sandvicensis*. *Pacific Science*, 15: 215-272.
- Randall, J.E. (1965). Grazing effect on seagrasses by herbivorous reef fishes in the West Indies. *Ecology*, 46: 255-260.
- Randall, J.E. (1967). Food habits of reef fishes of the West Indies. *Proceedings of the International Conference on Tropical Oceanography*, 5: 665-847.
- Randall, J.E. (1974). The effect of fishes on coral reefs. *Proceedings of the 2nd International Coral Reef Symposium*, 1: 159-166.
- Rasher, D.B. & Hay, M.E. (2014). Competition induces allelopathy but suppresses growth and anti-herbivore defence in a chemically rich seaweed. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 281(1777): 20132615-20132615.
- Rasher, D.B.; Stout, E.P.; Engel, S.; Kubanek, J. & Hay, M.E. (2011). Macroalgal terpenes function as allelopathic agents against reef corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(43): 17726-17731.
- Roberts, C.M. (1987). Experimental analysis of resource sharing between herbivorous damselfish and blennies on the Great Barrier Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 111: 61-75.
- Roberts, C.M. & Hawkins, J.P. (2000). Fully-protected marine reserves: a guide. Washington: World Wildlife Fund.
- Robertson, D.R. (1984). Cohabitation of competing territorial damselfishes on a Caribbean Coral Reef. *Ecology*, 65: 1121-1135.
-

- Rocha, L.A.; Bass, A.L.; Robertson, D.R. & Bowen, B.W. (2002). Adult habitat preferences, larval dispersal, and the comparative phylogeography of three Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae). *Molecular Ecology*, 11(2): 243-251.
- Rogers, C.S. (1983). Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the field. *Marine Pollution Bulletin*, 14(10): 378-382.
- Roos, N.C.; Pennino, M.G.; Lopes, P.F.M. & Carvalho, A.R. (2016). Multiple management strategies to control selectivity on parrotfishes harvesting. *Ocean & Coastal Management*, 134: 20-29.
- Rosen, B.R. (1984). Reef coral biogeography and climate through the late Cainozoic: Just islands in the sun or a critical pattern of islands. *Geological Journal*, 11: 201-262.
- Rotjan, R.D. & Lewis, S.M. (2005). Selective predation by parrotfishes on the reef coral *Porites astreoides*. *Marine Ecology Progress Series*, 305: 193-201.
- Rotjan, R.D. & Lewis, S.M. (2006). Parrotfish abundance and corallivory on a Belizean coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335: 292-301.
- Rotjan, R.D. & Lewis, S.M. (2008) Impact of coral predators on tropical reefs. *Marine Ecology Progress Series* 367: 73-91.
- Ruitton, S.; Francour, P. & Boudouresque, C.F. (2000). Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 217-230.
- Russ, G.R. & John, J.S. (1988). Diets, growth rates and secondary production of herbivorous coral reef fishes. *Proceeding of the 6th International Coral Reef Symposium*, 2: 37-43.
- Sammarco, P.W.; Levinton, J.S. & Ogden, J. (1974). Grazing and control of coral reef community structure by *Diadema antillarum* Philippi (Echinodermata: Echinoidea): a preliminary study. *Journal of Marine Research*, 32: 47-53.
- Santos, M.V.B. (2013). *Distribuição espacial dos peixes Scarinae em recifes do litoral sul de Pernambuco* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Sazima, C.; Grossman, A. & Sazima, I. (2010). Turtle cleaners: reef fishes foraging on epibionts of sea turtles in the tropical Southwestern Atlantic, with a summary of this association type. *Neotropical Ichthyology*, 8(1): 187-192.

-
- Sazima, C.; Grossman, A.; Bellini, C. & Sazima, I. (2004). The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles in SW Atlantic. *Cybium*, 28(1): 47-53.
- Sazima, I. & Ferreira, C.E.L. (2006). A cocoon-producing parrotfish in the Southwestern Atlantic. *Coral Reefs*, 25(2): 212-212.
- Scheffer, M.; Carpenter, S.; Foley, J.A.; Folke, C. & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- Schupp, P.J. & Paul, V.J. (1994). Calcification and secondary metabolites in tropical seaweeds: variable effects on herbivorous fishes. *Ecology*, 75: 1172-1185.
- Schwamborn, S.H. & Ferreira, B.P. (2002). Age structure and growth of the dusky damselfish, *Stegastes fuscus*, from Tamandaré reefs, Pernambuco, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 63(1): 79-88.
- Shulman, M.J. & Robertson, D.R. (1996). Changes in the coral reefs of San Blas, Caribbean Panama: 1983 to 1990. *Coral Reefs*, 15(4): 231-236.
- Silva, I.B. (2006). *Diversidade das macroalgas marinhas bentônicas dos recifes de Maracajaú, Área de Preservação Ambiental Recifes de Corais, Rio Grande de Norte, Brasil* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- Silvano, R.A.M. & Güth, A.Z. (2006). Diet and Feeding Behavior of *Kyphosus* spp. (Kyphosidae) in a Brazilian Subtropical Reef. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 623-629.
- Smith, J.E.; Shaw, M.; Edwards, R.A.; Obura, D.; Pantos, O.; Sala, E.; Sandin, S.A.; Smriga, S.; Hatay, M. & Rohwer, F.L. (2006). Indirect effects of algae on coral: algae-mediated, microbe-induced coral mortality. *Ecology Letters*, 9(7): 835-845.
- Souza, A.T. & Ilarri, M.I. (2014). Behavioral changes of a Brazilian endemic damselfish *Stegastes rocasensis* when guarding egg clutches. *Environmental Biology of Fishes*, 97(11): 1295-1303.
- Souza, A.T.; Ilarri, M.I.; Medeiros, P.R.; Sampaio, C.L. & Floeter, S.R. (2011). Unusual colour patterns of territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) in the south-western Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 4:101-101.
- Souza, L.L.G.; Chellapa, S. & Gurgel, H.C.B. (2007). Biologia reprodutiva do peixe-donzela, *Stegastes fuscus* Cuvier, em arrecifes rochosos no nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2): 419-425.
-

- Springer, V.G. & Williams, J.T. (1994). The Indo-West Pacific blennioid fish genus *Istiblennius* reappraised: A revision of *Istiblennius*, *Blenniella*, and *Paralticus*, new genus. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 565: 1-193.
- Steneck, R.S. (1983). Escalating herbivory and resulting adaptive trends in calcareous algal crusts. *Paleobiology*, 9: 44-61.
- Steneck, R.S. (1986). The ecology of coralline algal crusts. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 17: 273-303.
- Steneck, R.S. & Adey, W.H. (1976). The role of environment in control of morphology in *Lithophyllum congestum*, a Caribbean algal ridge builder. *Botanica Marina*, 19: 197-215.
- Steneck, R.S. & Dethier, M.N. (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69(3): 476-498.
- Stephenson, W. & Searles, R.B. (1960). Experimental Studies on the Ecology of Intertidal Environments at Heron Island. I. Exclusion of Fish from Beach Rock. *Marine and Freshwater Research*, 11: 241-268.
- Trenberth, K. (2005). Uncertainty in hurricanes and global warming. *Science*, 308(5729): 1753-1754.
- Tsuda, R.T. & Bryan, P.G. (1973). Food preference of juvenile *Siganus rostratus* and *S. spinus* in Guam. *Copeia*, 1973: 604-606.
- Umar, M. J.; McCook, L.J. & Price, I.R. (1998). Effects of sediment deposition on the seaweed *Sargassum* on a fringing coral reef. *Coral Reefs*, 17(2): 169-177.
- Veras, D.P. (2008). *Biologia reprodutiva dos budiões-batata, Sparisoma axillare e Sparisoma frondosum (Actinopterygii: Scaridae), capturados na costa central do estado de Pernambuco* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Veras, D.P.; Hazin, F.H.V.; Silva, R.C.O.C.; Moura, L.R. & Tolotti, M.T. (2009). Biologia reprodutiva do budião-batata, *Sparisoma frondosum* (Actinopterygii: Scaridae), capturado na costa central do estado de Pernambuco. *Arquivos de Ciências do Mar*, 42(1): 40-51.
- Villaça, R.; Pedrini, A.G.; Pereira, S.M.B.; Figueiredo, M.D.O.; Alves, R.J.V. & Castro, J.D.A. (2006). Flora marinha bentônica das ilhas oceânicas brasileiras. In R.J.V. Alves & J.W.A. Castro (Eds.), *Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo* (pp. 107-146). Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

-
- Vine, P.J. (1974). Effects of algal grazing and aggressive behaviour of the fishes *Pomacentrus lividus* and *Acanthurus sohal* on coral-reef ecology. *Marine Biology*, 24: 131-136.
- Webster, P.J.; Holland, G.J.; Curry, J.A. & Chang, H.R. (2005). Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science*, 309(5742):1844-1846.
- Welsh, J.Q. & Bellwood, D.R. (2012). How far do schools of roving herbivores rove? A case study using *Scarus rivulatus*. *Coral Reefs*, 31: 991-1003.
- Wilson, M.E.J. & Rosen, B.R. (1998). Implications of paucity of corals in the Paleogene of SE Asia: Plate tectonics or Centre of Origin? In R. Hall & J.D. Holloway (Eds), *Biogeography and Geological Evolution of SE Asia* (pp. 165-195). Leiden: Backhuys Publishers.
- Wilson, S. & Bellwood, D.R. (1997). Cryptic dietary components of territorial damselfish (Pomacentridae, Labroidae). *Marine Ecology Progress Series*, 153: 299-310.
- Wolf, A.T. & Nugues, M.M. (2013). Synergistic effects of algal overgrowth and coral-livory on Caribbean reef-building corals. *Ecology*, 94(8): 1667-1674.
- Zemke-White, W.L.; Clements, K.D. & Harris, P.J. (1999). Acid lysis of macroalgae by marine herbivorous fishes: myth or digestive mechanism? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 233(1): 95-113.

CAPÍTULO 2

Jangadas ancoradas sobre os recifes de Porto de Galinhas.

Foto: Cláudio Macêdo.



IMPACTOS DIRETOS E INDIRETOS DAS ATIVIDADES HUMANAS SOBRE AMBIENTES RECIFAIS E A ICTIOFAUNA ASSOCIADA

Laís de Carvalho Teixeira Chaves e João Lucas Leão Feitosa

2.1. INTRODUÇÃO

Os recifes estão entre os ecossistemas marinhos mais importantes, tanto do ponto de vista ecológico, quanto para uso humano. A variedade de cores e formas dos organismos que ali habitam evidencia a grande riqueza e complexidade das relações existente entre eles e estes ecossistemas. Os peixes são considerados os maiores agentes transformadores dos ambientes recifais (Choat & Bellwood, 1991), apresentando uma grande gama de funções ecológicas e estão representados ao longo de toda a cadeia trófica. Algumas destas funções incluem o papel de espécies-chave no recife, promovendo o controle de algas (herbívoros), a saúde de outras espécies através da retirada de parasitas (limpadores), o controle populacional de presas (predadores) e, desta forma, contribuindo para a ciclagem de nutrientes no sistema.

A ictiofauna recifal no Brasil é composta por aproximadamente 320 espécies que estão distribuídas ao longo da costa, e entre as ilhas oceânicas do Arquipélago de Fernando de Noronha, São Pedro e São Paulo, Atol das Rocas, e Ilhas Trindade, sendo algumas espécies mais comuns em ilhas oceânicas e outras em áreas costeiras. Destas, mais de 20% são endêmicas do Brasil (Ferreira, Maida & Souza, 1995; Floeter & Gasparini, 2000; 2001).

Apesar do crescente interesse dedicado a ambientes recifais nas últimas décadas, os esforços para monitorar e conservar os recifes brasileiros são muito escassos. Na costa pernambucana, especificamente, os recifes de corais vêm sofrendo consequências decorrentes de atividades antropogênicas que seguem em ritmo extremamente acelerado. Dentre alguns dos impactos mais evidentes, estão os despejos de esgoto e dragagem, efeitos do desenvolvimento costeiro (i.e., Complexo Industrial Portuário de Suape), exacerbados por mudanças climáticas globais, e a

exploração excessiva dos recursos. Nos ambientes recifais pernambucanos, representados mais especificamente pela pesca, o turismo desordenado e o mercado de peixes ornamentais (Maida & Ferreira, 1995; Ferreira, Gonçalves & Coutinho, 2001).

O efeito pontual de cada impacto, no entanto, é muito difícil de ser observado quando se considera a comunidade recifal como um todo. Muito frequentemente, podemos observar vários impactos ocorrendo simultaneamente. O efeito cumulativo destes impactos é imprevisível e, muitas vezes, produzem resultados desastrosos. Alguns destes impactos, entretanto, podem ser detectados não só ao nível de espécie, mas também na consequente perda de função ecológica que cada espécie representa. Alguns exemplos de impactos ecossistêmicos devido a perda de função ecológica incluem a redução da cobertura coralínea, devido à pesca de herbívoros que exercem o controle sobre as algas (Mumby, 2009) e a menor diversidade de peixes associada ao recife devido à retirada de espécies limpadoras para o comércio ornamental (Grutter, Murphy & Choat, 2003).

No Brasil, pouca importância se foi dada a estes impactos quando comparado a outras partes do mundo (Creed & Amado Filho, 1999; Costa & Ozeas, 2007), apesar de possuímos cerca de 8000 km de costa, dos quais 1/3 são cobertos por recifes coralíneos. Praticamente todos os recifes de Pernambuco estão sujeitos a impactos oriundos da atividade humana, como a pesca, coleta de peixes para o comércio ornamental, turismo, poluição e desmatamento. Neste capítulo, examinamos como mudanças nos sistemas recifais da costa pernambucana observados hoje podem ser resultantes dos principais impactos antropogênicos realizados nas últimas décadas, e os desafios existentes para sua detecção.

2.2. IMPACTOS DA PESCA

A pesca é um dos principais impactos sobre a ictiofauna de qualquer ambiente, tanto em águas continentais quanto em águas marinhas costeiras e pelágicas, incluindo os ambientes recifais. Após a Segunda Guerra Mundial, a produção pesqueira mundial cresceu de forma exacerbada, passando de pouco menos que 30 milhões de toneladas em 1950, para aproximadamente 80 milhões em 1970 (Pauly & Zeller, 2015, Figura 2.1). Esse crescimento se deu pela inovação tecnológica, como o desenvolvimento de equipamentos eletrônicos de pesca e navegação, o aprimoramento dos métodos de conservação do pescado, o advento das fibras sintéticas, como a

poliamida, o polipropileno e o polietileno e pela expansão da demanda de pescado em função da explosão demográfica. Este crescimento acelerado continuou até o início dos anos 90, atingindo uma produção anual em torno de 120 milhões de toneladas (Figura 2.1). Entretanto, o crescimento da produção pesqueira mundial sofreu uma grande desaceleração no período seguinte, apesar do surgimento de outras tecnologias mais modernas de navegação e pesca, como o GPS (Global Positioning System) e o sensoriamento remoto através de imagens de satélite. Este declínio na taxa de crescimento ocorreu principalmente pelo esgotamento dos recursos pesqueiros explorados tradicionalmente. Nas últimas duas décadas não se observou nenhuma tendência de aumento da quantidade do pescado capturado mundialmente, que oscila em torno dos 110 milhões de toneladas anuais (Pauly & Zeller, 2015).

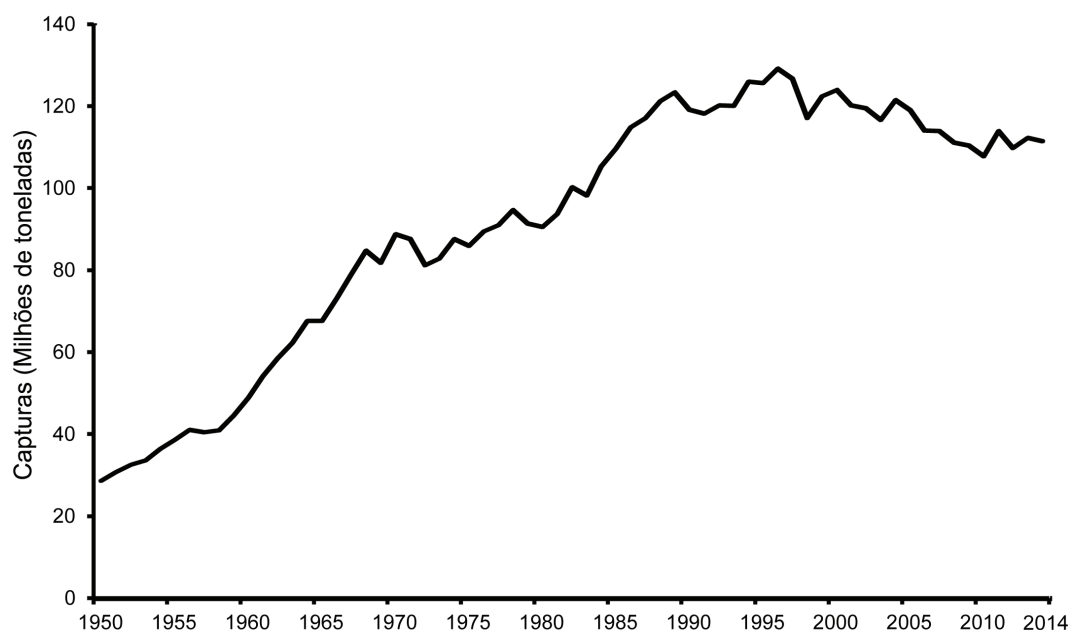


Figura 2.1 – Estimativa mundial da produção de pescado, incluindo-se as capturas não reportadas oficialmente (baseado nos dados de Pauly & Zeller, 2015).

Diferentemente do ambiente terrestre, os impactos causados pela retirada de indivíduos em ambientes aquáticos são inconspícuos e geralmente observados quando não há mais uma solução para sua recuperação. Um dos exemplos mais marcantes disso é a pesca do bacalhau do Canadá, onde alguns de seus estoques pesqueiros diminuíram em aproximadamente 98% desde 1968 (Hutchings

& Reynolds, 2004) e as capturas caíram em 99.9% desde 1983 devido unicamente a sobrexplotação (Hutchings & Myers, 1994; Hutchings, 1996; Myers, Hutchings & Barrowman, 1997; Fu, Mohn & Fanning, 2001). Atualmente algumas destas populações demonstram sinais de recuperação, porém sua pesca continua proibida, utilizando o princípio da precaução. Além da diminuição direta nas populações-alvo da pesca, vários aspectos biológicos nas espécies e em seus ecossistemas associados são alterados, incluindo as relações ecológicas e transferência de energia ao longo da cadeia trófica. Portanto, os impactos da pesca são múltiplos e muitas vezes ocorrem de maneira crônica.

2.2.1. EFEITOS AO NÍVEL DE ESPÉCIE E SUAS POPULAÇÕES

De maneira geral, a pesca atua como um filtro artificial, onde os indivíduos capturados passam pela seletividade da arte de pesca utilizada. Por exemplo, o tamanho da malha de uma rede ou o tamanho do anzol estabelecerão as espécies e os tamanhos a serem capturados pelos mesmos. Os caçadores submarinos selecionam seu pescado com base nos maiores indivíduos que eles podem encontrar durante o mergulho. A exploração pesqueira possui a tendência de ser altamente seletiva ao tamanho, geralmente as espécies-alvo possuem um maior tamanho corporal, bem como indivíduos maiores destas espécies são mais almejados (Pauly *et al.*, 1998; Jennings, Greenstreet & Reynolds, 1999; Pinnegar, Jennings, O'Brien & Polunin, 2002). O tamanho de uma espécie determina muitos dos seus aspectos ecológicos, história de vida, dinâmica populacional e vulnerabilidade à exploração (Pope, Shepherd & Webb, 1994). Espécies maiores tendem a crescer mais vagorosamente, possuir maturação sexual tardia e ter maior longevidade. Apesar de possuírem maior fecundidade, as espécies com maior tamanho corporal possuem menores taxas de crescimento populacional que espécies aparentadas de menor tamanho (Myers, Brown & Barrowman, 1999; Denney, Jennings & Reynolds, 2002), com efeitos negativos na capacidade de reposição de seus estoques.

A remoção seletiva de indivíduos de maior tamanho altera os tratos biológicos de uma população pescada de duas maneiras: (1) a curto prazo alteram a expressão fenotípica dos indivíduos (Helfman, 2007) ou; (2) a médio e longo prazos podem alterar a composição genética de uma população sob pressão pesqueira (Crowder *et al.*, 2008). Por exemplo, após a retirada de indivíduos de uma população,

maiores taxas de crescimento são observadas na população remanescente, resultando na maturação sexual em classes de tamanho menores e de menor idade. Dois mecanismos são responsáveis por essa resposta à mortalidade seletiva de indivíduos maiores: a redução da competição individual por recursos limitantes permite maiores taxas de crescimento (Helfman, 2007) e a alta mortalidade pela pesca favorecem indivíduos que se reproduzem mais rapidamente, antes de serem consumidos (Trippel, 1995). Vários grupos de peixes-alvo da pesca, como os peixes-escorpião (família Scorpaenidae), vermelhos (família Lutjanidae), pescadas (família Sciaenidae) e garoupas (família Serranidae), demonstram redução dos tamanhos e idades de maturação sexual quando influenciados pela pressão pesqueira (Upton, 1992; Lessa, Santana & Paglerani, 1999). Entretanto, indivíduos mais velhos e maiores geralmente possuem maior fecundidade, ovos grandes e de melhor qualidade, maior número de desovas e maior duração dos eventos reprodutivos (Kjesbu, 1989; Kjesbu, Solemdal, Bratland & Fonn, 1996). Portanto, a pesca também tem como alvo os indivíduos com maior capacidade de obter sucesso reprodutivo dentro da população, reduzindo a capacidade de recuperação destes estoques. Outros impactos também associados a pressões diferenciadas por tamanho incluem mudanças genéticas para indivíduos com crescimento somático desacelerado (Conover & Munch, 2002) ou uma redução no tamanho máximo alcançado por uma espécie.

Outro problema relacionado à reprodução ocorre em espécies-alvo que são hermafroditas sequenciais. Por exemplo, a maioria das espécies de budião (família Labridae) e de garoupas (família Epinephelidae) é hermafrodita sequencial protogínico: começam suas vidas como fêmeas e com o aumento da idade e tamanho revertem suas gônadas para o sexo oposto (Figura 2.2). Por conseguinte, a retirada de indivíduos de maior porte altera a proporção sexual nesses grupos, removendo seletivamente os machos. As fêmeas passam a mudar o sexo com tamanhos menores, o que significa que as fêmeas reprodutivas remanescentes irão possuir um tamanho ainda menor, tendendo a serem menos fecundas (Helfman, 2007). Além disso, os processos fisiológicos envolvidos na mudança de sexo podem levar de semanas a meses e, caso a taxa de retirada de indivíduos de uma população seja mais rápida do que esse tempo, os machos podem se tornar raros, levando a uma limitação de esperma e consequentemente a falhas na reprodução.

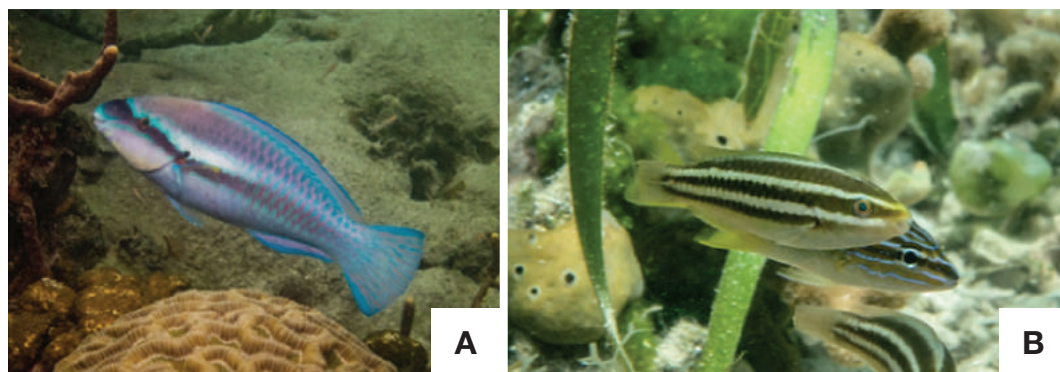


Figura 2.2 – Os budiões são espécies hermafroditas que apresentam colorações diferentes quando macho, na fase terminal (A) e fêmea ou juvenil, na fase inicial (B). Na foto estão indivíduos do budião-listrado, *Scarus iseri*, do Caribe. Fotos: João Feitosa

A predação humana através da pesca pode afetar também o comportamento das espécies-alvo, tanto individualmente quanto em relações sociais de grupos de peixes. Um indivíduo sobrevivente a pesca provavelmente vai responder de forma adaptativa por meio da aprendizagem, de forma a reduzir a sua capturabilidade no futuro. Por exemplo, peixes que passam por experiências com caçadores submarinos se tornam mais ariscos com mergulhadores. A pesca pode interromper os comportamentos sociais de desova, como observado em agregações reprodutivas de garoupas, ou padrões de acasalamento através da remoção diferencial de indivíduos que adotam táticas alternativas de reprodução (Vincent & Sadovy, 1998).

Os peixes-papagaio, ou budiões, apresentam uma complexa estrutura social, onde os machos maiores formam haréns com várias fêmeas em territórios defendidos contra outros machos. Alguns machos menores, que não defendem territórios, também aproveitam eventos reprodutivos para fecundar as ovas das fêmeas de maneira oportunística. Portanto, a retirada de indivíduos de maior porte também poderia afetar a estratégia reprodutiva deste grupo, favorecendo o sucesso reprodutivo dos machos satélite. Além disso, a retirada seletiva da estratégia que naturalmente teria mais sucesso na população não só afeta a biologia da espécie, mas também reduz a variabilidade genética das populações, uma vez que seleciona machos que possuem uma característica reprodutiva singular.

As reduções na diversidade genética de populações naturais estão geralmente associadas à diminuição severa do tamanho da população original e são atribuídas a fenômenos como o efeito fundador, observado geralmente em

populações isoladas (Da Cunha & Dobzhansky, 1954; Soulé, Yang, Neiler & Gorman, 1973; Buroker, 1984; Johnson, 1988) ou através de seleções chamadas de "gargalos" genéticos (O'Brien *et al.*, 1983; Pemberton & Smith 1985). Entretanto, algumas espécies de peixes, como os vermelhos (Smith, 1979) e os arenques (Kornfield, Sidell & Gagnon, 1982), possuem diferentes frequências genéticas associadas com a idade dos indivíduos dentro de uma mesma população. Essas diferenças são geradas através das diferentes condições ambientais presentes no momento de seu recrutamento para a fase bentônica de suas vidas, onde existe uma grande mortalidade e seleção genética (Mitton & Koehn, 1975; Ward & Beardmore, 1977; Smith, 1987). Portanto, a retirada seletiva de indivíduos de determinados tamanhos pode acarretar em uma perda de um *pool* genético único, bem como reduzir os níveis de heterozigosidade dentro de uma população (Smith, Francis & McVeagh, 1991). A redução numérica de populações ao longo da área de ocorrência de uma espécie também pode possuir potenciais efeitos genéticos na mesma, ocorrendo um efeito similar ao da fragmentação de habitats na redução do fluxo genético entre populações, reduzindo sua diversidade genética e, por conseguinte, sua capacidade de resistir a adversidades.

2.2.2. EFEITOS NAS COMUNIDADES E RELAÇÕES ECOLÓGICAS

As pescarias comerciais têm levado a profundas mudanças nas relações alimentares marinhas através da remoção direta de componentes específicos destas teias tróficas (Crowder *et al.*, 2008). Como mencionado anteriormente, a pesca em recifes de coral tende a focar seus esforços nas espécies de maior porte que, de maneira geral, pertencem a níveis tróficos mais altos, contribuindo para a redução dos números de predadores de topo (Jennings & Kaiser, 1998). A retirada de um componente de topo da teia trófica influencia os níveis mais baixos da cadeia, em um fenômeno chamado cascata trófica, que causa desequilíbrio nas relações de predação e controle populacional de um ecossistema, contribuindo com a incapacidade de recuperação dos estoques pesqueiros de uma região.

Nos recifes de coral, as cascatas tróficas resultantes da sobrepesca geralmente terminam em proliferações exacerbadas de ouriços, estrelas-do-mar, coroa de espinhos ou algas. O aumento da abundância destes grupos leva os corais ou o próprio ambiente recifal a sérios prejuízos, usualmente afetando a dinâmica da

competição por substrato que, juntamente com impactos de outras ordens, como a eutrofização, aumento da sedimentação e morte por pisoteio, ocasionam a perda da dominância coralina e o surgimento de um estado estável alternativo. Essa nova condição usualmente é muito difícil de ser revertida e até níveis baixos de pesca podem levar a impactos perceptíveis.

O recurso alvo pode influenciar o resultado final desse estado alternativo. A exploração inicial de um recife usualmente foca os piscívoros, que podem perfarar mais da metade das espécies conspícuas de um recife (Hixon, 1991). Devido à diversidade de predadores e suas presas nos recifes de coral, os efeitos da remoção dos piscívoros podem ser variáveis e podem levar a resultados imprevisíveis. Entretanto, os recifes sujeitos à pesca focada nos piscívoros aparentemente mantêm sua estrutura e funções, porém a diversidade total de peixes diminui (Helfman, 2007). É possível que outros fatores ecológicos, como a competição ou recursos limitantes, regulem as populações das presas após a retirada do controle exercido por seus predadores.

Entretanto, a pesca raramente cessa após a remoção dos piscívoros e os predadores de invertebrados móveis são os próximos a serem alvejados pela pesca. Esse grupo de mesopredadores inclui uma grande variedade de peixes recifais e muitos deles são alvo de intensa pressão pesqueira, como os vermelhos da família Lutjanidae, algumas garoupas de médio porte, as corcorocas ou xiras da família Haemulidae e os pampos da família Carangidae (Ferreira *et al.*, 2004). A estirpação desse grupo trófico geralmente leva a abundância exacerbada de invertebrados que são prejudiciais aos recifes quando em grande quantidade, a exemplo dos ouriços. O controle das populações destes equinodermos é realizada pela predação por pampos, algumas espécies de cangulo e algumas espécies de caramujo, como *Cassia tuberosa*, um molusco bastante apreciado para o comércio, onde suas conchas são vendidas para a ornamentação. Devido à mecânica da alimentação e comportamento escavador dos ouriços, suas superpopulações aceleram a bioerosão do ambiente recifal, reduzem a cobertura coralina e a complexidade do recife e o resultado é um estado alternativo do ambiente recifal chamado *urchin barrens* (do inglês, urchins = ouriços; barren = esterilidade, improdutividade). Neste estado, poucos organismos incrustantes de substrato duro são observados e há uma grande queda na produtividade primária. Consequentemente, o resultado final da

chegada neste estado alternativo é o declínio na diversidade de peixes e na produtividade pesqueira, que são muito dependentes da complexidade e da produtividade primária.

Em alguns locais do Indo-Pacífico, o budião-napoleão é uma espécie muito valorizada, porém é uma das poucas que predam a estrela-do-mar coroa de espinhos, uma espécie coralívora voraz. Estados similares aos descritos para superpopulações de ouriços são observados em ambientes dominados por invertebrados coralívoros, como a estrela-do-mar coroa de espinhos ou o gastrópode *Drupella* (o papel dos peixes no controle dessa estrela do mar e destes gastrópodes permanece em debate, ver Sweatman, 1995; Jackson *et al.*, 2001). Devido ao fato que muitas espécies de peixes são altamente dependentes dos corais, sistemas dominados por coralívoros resultam em assembleias de peixes menos diversas (Helfman, 2007).

Com a diminuição dos estoques de predadores de topo, entretanto, a tendência das pescarias no mundo é o direcionamento dos esforços de pesca a peixes de níveis tróficos mais baixos (Pauly *et al.*, 1998; Pauly & Palomares, 2005). Esse fenômeno é denominado *fishing down food webs* (do inglês: pescando para baixo nas teias tróficas) e é o caso de diversas pescarias ao longo do globo (Pauly *et al.*, 1998) e também no Brasil (Freire & Pauly, 2010). Devido ao seu maior porte dentre os peixes herbívoros e sua maior capturabilidade para algumas artes de pesca, os budiões ou peixes-papagaio (família Labridae) são geralmente as principais espécies que se alimentam de algas que são alvos da pesca. Este grupo de peixes herbívoros de ambientes recifais, diferentemente dos demais grupos (acanturídeos, pomacentrídeos, siganídeos e esparídeos) possuem uma morfologia oral única, que permite alimentarem-se de algas raspando o substrato onde estas se fixam. Ao realizarem esse comportamento, estas espécies abrem espaços de substrato não-colonizado onde larvas de coral podem assentar e se desenvolver (Mumby *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2007; Mumby, 2009). Também, por possuírem maior porte, são os principais controladores da biomassa algal dos ambientes tropicais. Portanto, com a sobrepesca deste grupo de peixes em particular, ocorre a diminuição do controle de biomassa das algas, que podem sobrepor os corais em crescimento. Vários experimentos simulando a sobrepesca de herbívoros vem sendo realizados ao redor do globo nas últimas décadas (e.g., Belliveau & Paul,

2002; McClanahan, Cokos & Sala, 2002; Diaz-Pulido & McCook, 2003; Hughes *et al.*, 2007; Hoey & Bellwood, 2010a, 2010b; Feitosa, 2014) e os resultados indicam que a ausência deste grupo funcional nos recifes pode ocasionar a uma mudança drástica de um estado de dominância de corais para um estado alternativo de dominância de macroalgas.

Outros grupos-chave de peixes não utilizados para consumo como fonte de proteínas também são alvos da pesca: alguns são alvos da retirada com fins de aquariofilia (ver tópico específico ainda neste capítulo), outros com fins de medicina alternativa ou ornamentação, como é o caso dos cavalos-marinhos. A pesca em ambientes recifais também possui a característica de utilizar diversos tipos de artes de pesca, que em sua maioria são multiespecíficos. Esse tipo de pesca atinge tanto espécies comuns, que em sua maioria são preferíveis ou aceitáveis para consumo, quanto exercem pressões em espécies raras ou vulneráveis. Portanto, geralmente a pesca de espécies comuns em ambientes recifais utilizando artes de pesca não seletivas leva a rápida sobrepesca e declínio de populações de espécies raras.

2.2.3. EFEITOS SOBRE O HABITAT

Os peixes de recifais dependem de uma estrutura física associada a seu habitat, que é formada tanto por organismos construtores, como os corais, algas calcárias incrustantes e moluscos vermetídeos, quanto de outros organismos do bentos, como as anêmonas, esponjas, briozoários etc. (Birkeland, 1997; Hixon, 1991). As diversas artes de pesca empregadas para a retirada de peixes recifais também ocasionam impactos de diversas ordens, que vão desde efeitos sobre os organismos do bentos, até a destruição do habitat físico.

Uma das técnicas de pesca mais destrutiva já utilizada é a pesca com explosivos. A pesca utilizando dinamite é reportada em ao menos 40 países situados na faixa tropical e é proibida na maioria deles. Os resultados da pesca com explosivos são drásticos: após a explosão são observadas grandes crateras que variam de um a cinco metros de raio e vários recifes do Pacífico foram transformados em zonas de guerra com a banalização deste tipo de pesca (Rubec, 1988). Os impactos da dinamitação podem matar organismos até 70 metros de distância do sítio da explosão, totalizando áreas de até 19 ha (Helfman, 2007). A abundância e diversidade de peixes são reduzidas em recifes sujeitos a esse tipo de pesca (Riegl &

Luke, 1998), que podem levar de 25 a 160 anos para se recuperar (Saila, Kocic & McManus, 1993; Riegl, 2001). A destruição do hábitat é praticamente permanente, uma vez que o substrato se transforma em fragmentos soltos que impossibilitam a recolonização pelos organismos que ali viviam (Fox & Erdmann, 2000).

Outra forma bastante destrutiva de pesca é a que utiliza agentes químicos. Várias culturas indígenas utilizaram de ictiotóxicos para a pesca, principalmente extratos da raiz de Derris (base da rotenona), tabaco, *Barringtonia*, *Tephrosia* e *Wikstroemia* (Helfman 2007). Devido às restrições de disponibilidade e o esforço atrelado à extração desses ictiotóxicos, os impactos desta pescaria são pontuais. Entretanto, com a industrialização e distribuição irrestrita de substâncias químicas sintéticas, novos elementos como o hipoclorito de sódio (água sanitária), cianureto, quinaldina e formol vem sendo utilizados para a captura de indivíduos dos recifes (Helfman, 2007). Estes compostos são utilizados para pesca de organismos mais crípticos, como polvos, ou para captura de indivíduos para aquarofilia. Os impactos dessa pesca para o ambiente são variados de acordo com sua toxicidade, mas diversos organismos são sensíveis a estes compostos. Nos corais o efeito do cianureto é bem conhecido e afeta a capacidade fotossintética das zooxantelas, causando seu branqueamento e morte. Portanto, se aplicados em maior escala, a pesca com tóxicos pode impactar não só as espécies a serem capturadas, mas também os organismos que vivem ao seu redor, principalmente aqueles de vida sésil, que formam a estrutura física que abriga outras espécies recifais.

Diferentemente dos métodos descritos acima, que são menos conhecidos para o público geral, artes de pesca que utilizam redes são mais populares, mas também apresentam efeitos sobre o ambiente, e estes impactos variam com as técnicas empregadas. Apesar de não ser uma prática muito frequente para a captura de peixes recifais devido a perda de equipamentos, as redes de arrasto são as que mais impactam o ambiente marinho. Os estudos revisados em Jennings & Kaiser (1998) indicam que os principais efeitos para o uso deste tipo de aparato de pesca são a modificação do substrato e a remoção de espécies construtoras. Nesta última, a perda destas espécies não só reduz o suprimento de presas importantes, mas também aumenta o risco de predação para espécies importantes comercialmente e ecologicamente, diminuindo o seu recrutamento para os estoques adultos. Como mencionado anteriormente, a remoção destes indivíduos

diminui a complexidade do habitat e a perda destas estruturas afeta a sobrevivência de qualquer espécie associada, prolongando o processo de recolonização. As comunidades sujeitas a este tipo de impacto são geralmente dominadas por organismos sésseis filtradores ou fotossintetizantes, que são mais sensíveis (e.g., corais, briozoários, esponjas, poliquetas tubícolas) e provêm proteção para juvenis e adultos de várias espécies de peixes (Bradstock & Gordon, 1983; Jennings & Kaiser, 1998), que tendem a ser substituídos por espécies oportunistas que se alimentam de detritos (Jennings & Kaiser, 1998).

Quando este tipo de pescaria ocorre em águas rasas e claras, as comunidades de plantas marinhas são mais susceptíveis. Impactos associados a arrastos em prados de fanerógamas marinhas incluem a redução da biomassa e da abundância das plantas pela perturbação mecânica, além de reduzir a capacidade fotossintética pelo aumento da turbidez local pela ressuspensão de sedimento (Fonseca, Thayer & Chester, 1984). Em algumas áreas de prados de fanerógamas afetadas pela pesca com redes de arrasto as plantas perderam sua capacidade de compactar o sedimento eficientemente, prejudicando a capacidade de fixação de rizomas (Guillén, Ramos, Martínéz & Sánchez Lizaso, 1994). Os prados de fanerógamas são habitats altamente associados a recifes de coral: são altamente produtivos, suportam teias tróficas complexas, aumentam a estabilidade do sedimento e agem como áreas de reprodução e berçário para muitas espécies de peixes recifais de importância econômica (Short & Wyllie-Echeverria, 1996). Portanto, o impacto causado por esse tipo de pesca afeta os recifes e áreas adjacentes que servem como habitat em fases de vida iniciais dos peixes recifais.

As pescarias utilizando armadilhas e covos também afetam os recifes através do impacto mecânico. As armadilhas geralmente possuem grandes proporções e danificam os recifes quando lançadas, muitas vezes em cima de coberturas vivas de corais. Após a deposição sobre o substrato vivo, o manuseio, o deslocamento por ação de ondas e correntes também podem ocasionar impactos mecânicos, especialmente quando alguma destas armadilhas é perdida (Butler, Burnett-Herkes, Barnes & Ward, 1993). Dados quantitativos acerca deste tipo de impacto são raros, entretanto algumas estimativas indicam que as armadilhas são depositadas sobre substratos vivos em grande parte de seus lançamentos (40-80%) e que danos nos organismos por seu manuseio são frequentes (5-50%) (Helfman, 2007).

Um grande problema associado a estas artes de pesca é perda de materiais, causando a mortalidade por petrechos "fantasmas". As armadilhas e redes de pesca são comumente fabricados com fibras de *nylon* e plástico de alta durabilidade e permanecem pescando após serem perdidas (Figura 2.3 A). Dependendo da pescaria, as taxas anuais de perda de material variam entre 2 e 30% para as armadilhas e aproximadamente 20% para redes de espera (Dayton, Thrush, Agardy & Hofman, 1995). Petrechos perdidos em áreas expostas a grande hidrodinamismo e com incidências de tormentas são destruídos por forças físicas, enquanto aqueles perdidos em águas rasas são rapidamente recobertos por organismos incrustantes (Figura 2.3 B), deixando-os mais visíveis e pesados, resultando no seu afundamento e redução da sua capturabilidade (Jennings & Kaiser, 1998). Entretanto, em condições favoráveis as armadilhas podem permanecer pescando de 2 a 15 anos após serem

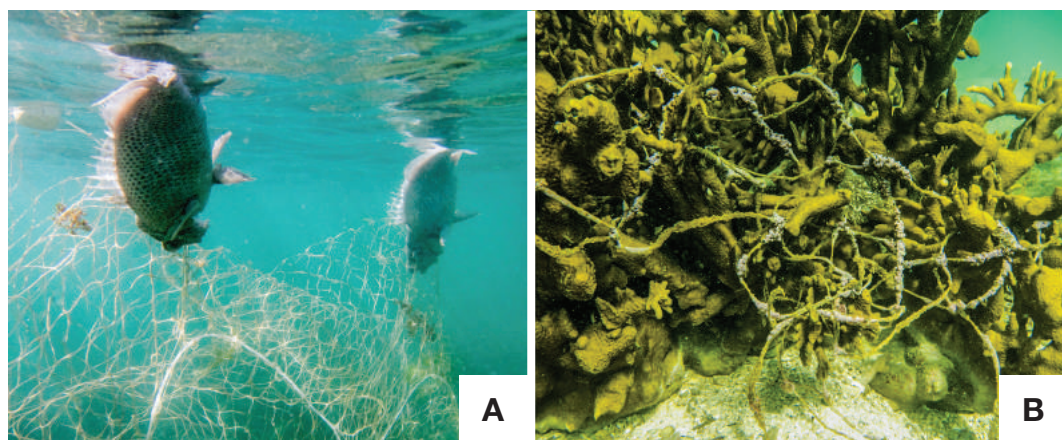


Figura 2.3 – Os petrechos de pesca continuam pescando após perdidos (A). As redes podem ser recobertas por organismos incrustantes o que reduz sua capturabilidade (B). Fotos: João Feitosa.

perdidas, enquanto redes de espera podem continuar pescando entre 7 e 10 anos (Goñi, 1998). Redes continuam a pescar independentemente de manutenção e as armadilhas atraem peixes sem a necessidade de reposição de iscas, uma vez que peixes aprisionados se tornam a nova isca em um ciclo contínuo de captura, morte e atração de novos indivíduos. Algumas estimativas indicam que a mortalidade pela pesca de algumas espécies pode aumentar em até 30% por petrechos "fantasmas" (Helfman, 2007).

2.2.4. A PESCA EM PERNAMBUCO

As capturas no Nordeste são realizadas em maior parte (75%) por embarcações da frota artesanal (Paiva, 1997). Quando comparada às regiões Sul e Sudeste, a região Nordeste possui uma maior riqueza de espécies, mas com baixas biomassa específicas. Portanto, a pesca industrial, como é realizada para a sardinha-verdadeira e o bonito-de-barriga-listrada nas regiões Sudeste e Sul é impossibilitada, e a pesca no Nordeste é mais diversa e direcionada a espécies de elevado valor comercial (Barros *et al.*, 2001).

Em Pernambuco mais de 15 artes de pesca são utilizadas para capturar peixes e os principais petrechos em termos de biomassa capturada são as armadilhas (chamadas de covos), linha e anzol, redes de arrasto manuais (chamadas de mangotes) e as redes de espera. Estas artes, quando utilizadas sobre ambientes recifais tropicais, resultam em capturas caracteristicamente multiespecíficas, atingindo uma grande variedade de espécies que somaram, aproximadamente, de 3.400 a 6.900 toneladas de pescado por ano entre os anos de 1999 e 2006 (IBAMA 2000-2007) (Tabela 2.1, Figura 2.4).

Tabela 2.1 – Principais espécies pescadas em Pernambuco, sua guilda trófica e principais artes de pesca que as capturam.

NOME VULGAR	ESPÉCIE	GUILDA	COVO	REDE DE ESPERA	MANGOTE	LINHAS
Budião	<i>Sparisoma</i> spp.	Herbívoro	X	X	X	X
Cioba	<i>Lutjanus analis</i>	Carnívoro	X	X	X	X
Guarajuba	<i>Carangoides bartholomaei</i>	Carnívoro	X	X		X
Manjuba	Várias espécies de Engraulidae	Planctívoro		X	X	
Sapuruna	<i>Haemulon squamipinna</i> e <i>H. aurolineatum</i>	Carnívoro	X	X	X	X
Saramunete	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	Carnívoro	X	X	X	X
Sardinha	Várias espécies de Clupeidae	Planctívoro		X	X	X
Saúna	<i>Mugil</i> spp.	Detritívoro	X	X	X	X
Sirigado	<i>Mycteroperca bonaci</i>	Carnívoro	X	X		X
Tainha	<i>Mugil</i> spp.	Detritívoro	X	X	X	X

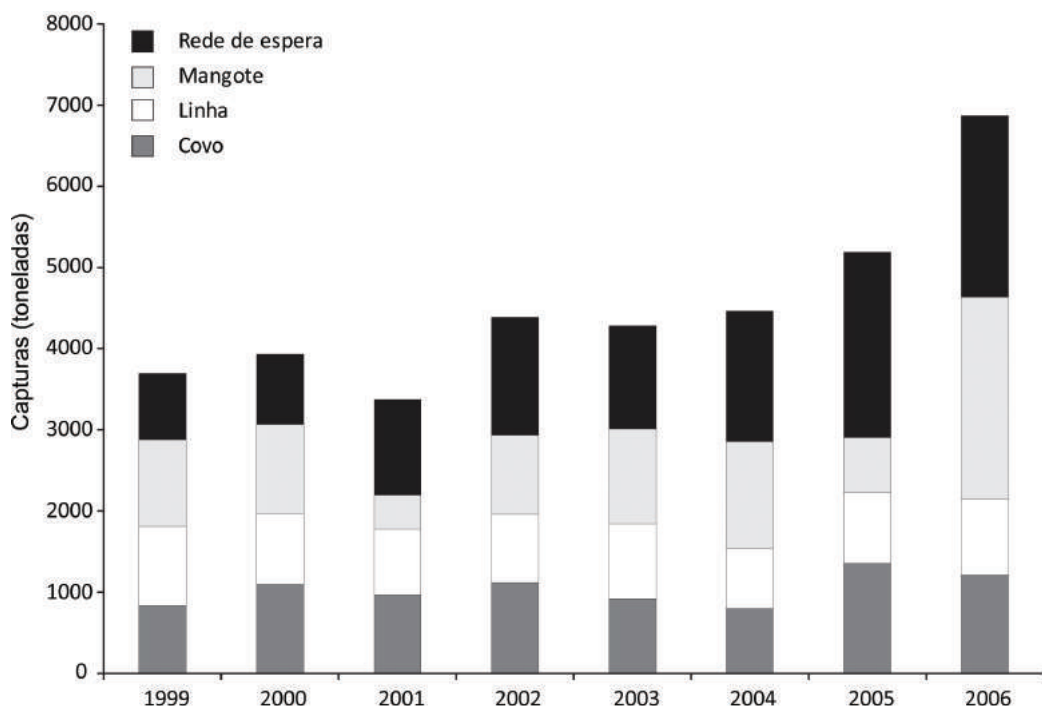


Figura 2.4 – Total das capturas anuais das principais artes de pesca utilizadas em Pernambuco entre 1999 e 2006 (baseado em IBAMA, 2000-2007).

O covo é uma armadilha de fundo, com formato hexagonal ou retangular, com eixos de metal ou madeira, recobertos com malha de nylon. Possui uma abertura vertical estreita voltada para dentro da armadilha em uma estrutura com formato de cone, por onde os peixes adentram, mas não conseguem sair. Uma análise sobre a pesca de peixes com covos em Pernambuco é feita no Capítulo 12, onde se apresentam os resultados dos acompanhamentos dos desembarques nos municípios litorâneos de Itamaracá, Olinda, Recife e Sirinhaém, mas destaca-se que essa arte de pesca ser bastante utilizada por pescadores artesanais ao longo de todo o litoral pernambucano (Figura 2.5).

As principais espécies recifais capturadas são o saramunete *Pseudopenaeus maculatus*, a sapuruna *Haemulon squamipinna*, a caraúna *Acanthurus chirurgus*, os budiões *Sparisoma axillare* e *Sparisoma frondosum* e o ariocó *Lutjanus synagris* (Marques & Ferreira, 2010). Apesar de ser uma armadilha relativamente pequena, pode ainda causar um impacto sobre o substrato quando depositada no fundo. Por se tratarem de materiais fabricados com fibras de *nylon* de alta durabilidade, estas armadilhas podem causar efeitos deletérios quando perdidas. No Brasil ainda não



Figura 2.5 – Mapa do litoral pernambucano, com a localização das principais cidades costeiras do estado.

existem medidas de ordenamento para a pesca utilizando armadilhas para capturar peixes recifais (Marques & Ferreira, 2010) e a adoção de mecanismos de escape para peixes, como trechos da malha que se deteriorem mais rapidamente, poderiam auxiliar na redução da mortalidade por petrechos "fantasmas".

A pesca com linha e anzol é bastante diversificada e utiliza linhas de nylon de diâmetros variados e anzóis de tamanhos variados, sendo tracionado com varas ou manualmente. Esta modalidade pode atuar tanto na superfície com a embarcação em movimento (chamada de pescaria de corso), onde as principais espécies capturadas são a arabaiana (*Seriola* spp.), guarajuba (*Carangoides bartholomaei*), cavala (*Scomberomorus cavalla*), serra (*Scomberomorus brasiliensis*), bonito (*Euthynnus alletterus*), dourado (*Coryphaena hippurus*) e xixarro (*Trachurus lathami*), quanto no fundo, onde tem maiores capturas de espécies como sirigado (*Mycteroperca bonaci*), cioba (*Lutjanus analis*), cangulo (família Balistidae), biquara (*Haemulon plumieri*), sapuruna (*Haemulon aurolineatum*) e piraúna (*Cephalopholis fulva*). Essa pescaria é utilizada por praticamente todo tipo de embarcação pesqueira e é difundida em todo o estado.

As principais pescarias utilizando redes em Pernambuco são o mangote e a rede de espera. O mangote consiste de uma rede de arrasto com comprimento em torno de 180 metros, tracionada por dois homens nas suas extremidades, apoiadas por calões (cabos de madeira na posição vertical). É um petrecho geralmente utilizado em praias, canais e enseadas, capturando em maior número bagres (família *Ariidae*), saúna (*Mugil* spp.), manjuba (família *Engraulidae*) e sardinhas (família *Clupeidae*), sendo mais comumente utilizada em Itapissuma. As redes de espera são fabricadas com nylon e de comprimento mais longo, variando entre 200 e 3000 metros. Quando utilizadas próximas da superfície, os principais alvos da pesca são o serra (*Scomberomorus brasiliensis*) e o bonito (*Euthynnus alleterus*). Quando destinadas a pescaria de fundo alvejam espécies como guarajuba (*Carangoides bartholomaei*), pescada (família *Sciaenidae*) e cações (várias espécies de elasmobrânquios).

As principais espécies capturadas em Pernambuco, incluindo espécies recifais, em termos de biomassa, são budião (família *Labridae*), cioba (*Lutjanus analis*), guarajuba (*Carangoides bartholomaei*), manjuba (família *Engraulidae*), sapuruna (*Haemulon aurolineatum*), saramunete (*Pseudupeneus maculatus*), sardinha (família *Clupeidae*), saúna (*Mugil* spp.), sirigado (*Mycteroperca bonaci*) e a tainha (*Mugil* spp.) (Tabela 2.1; Figura 2.6). Entre os anos de 1999 e 2006, os predadores de topo (piscívoros) dentre estas espécies apresentaram uma das menores capturas, entre 150 e 375 toneladas, enquanto que as capturas mais estáveis ocorreram entre os mesopredadores, com 800 - 1.050 toneladas por ano (Carnívoros, Figura 2.7). As capturas dos planctívoros e dos detritívoros foram as mais irregulares variando de aproximadamente 380 a 2.200 e 250-990 toneladas, respectivamente. Os herbívoros apresentaram uma pequena contribuição, quando comparados com as outras guildas tróficas, variando suas capturas entre 140 e 400 toneladas.

Estudos indicam que Pernambuco vem sofrendo o fenômeno de *fishing down marine food webs*, onde a pesca migra para baixo na cadeia trófica, na medida que as pescarias de níveis tróficos mais altos vão ficando menos rentáveis. De fato, a redução em Pernambuco foi uma das mais acentuadas já reportadas pela literatura, contando com uma taxa de redução nos índices tróficos de 0,16 por década (Freire & Pauly, 2010; Figura 2.8), enquanto que as taxas observadas na maioria dos outros ecossistemas variam entre 0,05 e 0,10 (Christensen, 1998;

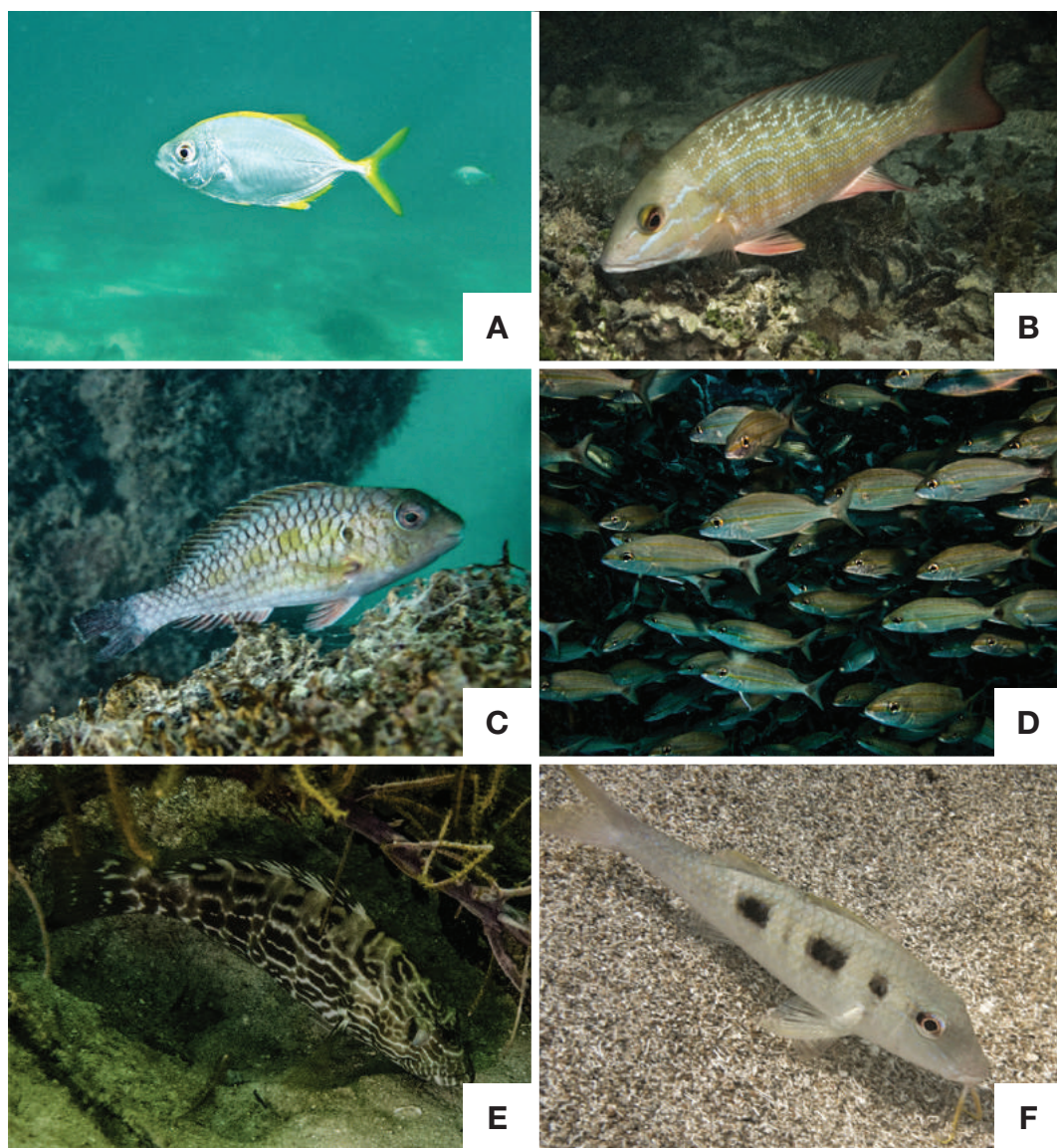


Figura 2.6 – Algumas das principais espécies de peixes recifais capturadas em Pernambuco. Guarajuba, *Carangoides bartholomaei* (A); Cioba, *Lutjanus analis* (B); Budião batata ou bobó *Sparisoma axillare* (C); Sapuruna ou xira branca *Haemulon aurolineatum* (D); Sirigado ou badejo quadrado, *Mycteroperca bonaci* (E); Saramunete, *Pseudupeneus maculatus* (F). Fotos: João Feitosa.

Pauly *et al.*, 2001; Chuenpagdee, Preikshot, Liguori & Pauly, 2006; Pauly & Watson, 2005; Pauly & Palomares, 2005; Bhathal & Pauly, 2008; Freire & Pauly, 2010).

As capturas com pequena biomassa dentre as principais espécies piscívoras em Pernambuco, portanto, são um reflexo deste fenômeno. A estabilidade observada nas capturas de carnívoros também pode ser ilusória pelo curto período



Figura 2.7 – Total das capturas anuais das principais espécies na de pesca de Pernambuco entre 1999 e 2006, representados em guildas tróficas (baseado em IBAMA 2000-2007).

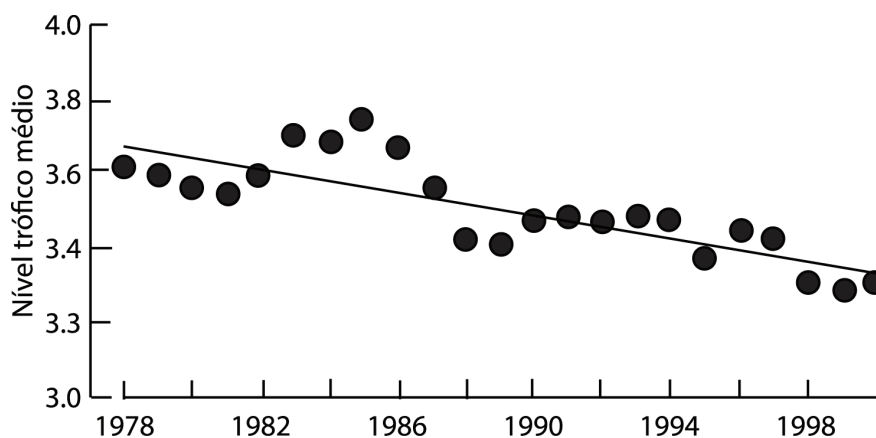


Figura 2.8 – Nível trófico médio das espécies capturadas em Pernambuco de 1978 a 2000 (Adaptado de Freire & Pauly, 2010).

demonstrado. Se observarmos os vermelhos da família Lutjanidae como exemplo, a categoria pesqueira pargo, que inclui várias espécies como *Lutjanus purpureus*, *L. bucanella*, *L. vivanus*, *Etelis oculatus* e *Rhomboplites aurorubens*, demonstrou uma grande redução de seus estoques desde o início de seu monitoramento pesqueiro em Pernambuco, no ano de 1967 (Rezende, Ferreira & Frédou, 2003). Neste período, as capturas de pargo em Pernambuco chegavam a 3.250 toneladas por

ano, mas a partir da década de 80 esta categoria já se encontrava extinta comercialmente no estado (Rezende, Ferreira & Frédou, 2003) e as capturas em 2006 foram de aproximadamente 10 toneladas (Estatpesca, 2007). Ao final dos anos 70, espécies de vermelhos menores, como o ariocó (*Lutjanus synagris*), a cioba (*Lutjanus analis*), a guaiúba (*Ocyurus chrysurus*) e o dentão (*Lutjanus jocu*) foram incluídas nas capturas em Pernambuco e são as principais espécies de vermelhos pescadas no estado atualmente (Rezende, Ferreira & Frédou, 2003).

O aumento da biomassa de espécies herbívoras na estatística pesqueira de Pernambuco se deu no início da década de 90, onde houve um grande crescimento nos registros de capturas de budiões do gênero *Sparisoma* (Figura 2.9). Esses indivíduos são principalmente capturados como fauna acompanhante da pesca de saramunete utilizando covos ou através do mergulho livre utilizando arpões. Em especial a pesca do budião-batata ou bobó, o *Sparisoma axillare*, também é realizada através da linha de mão utilizando, curiosamente, caranguejos como iscas. Essa é uma pescaria que está em declínio, geralmente praticada por membros mais antigos de colônias de pescadores, chamados de bobozeiros.

A pesca de herbívoros, como mencionada anteriormente, é prejudicial quando praticada sem o correto manejo e várias espécies de budiões brasileiros figuram

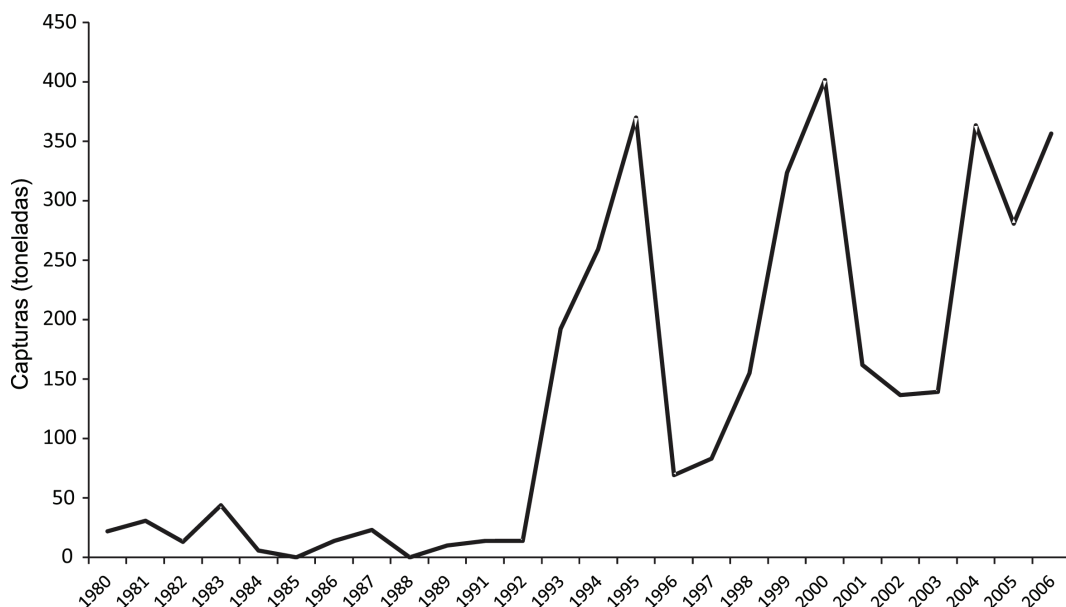


Figura 2.9 – Total das capturas anuais de budião (*Sparisoma* spp.) em Pernambuco de 1980 a 2006 (baseado em IBGE 1983-1991, CEPENE 1992-1998, IBAMA 2000-2007).

na lista de espécies aquáticas ameaçadas, atualizada em dezembro de 2014. As espécies *Scarus zelindae*, *Sparisoma axillare*, *Sparisoma frondosum* e *Sparisoma rocha* estão listadas na categoria vulnerável e a espécie *Scarus trispinosus* está incluída como espécie ameaçada de extinção. Segundo as avaliações da IUCN (International Union for Conservation of Nature), que engloba espécies de todo o mundo, a espécie de herbívoro de ambientes recifais que ocupa a categoria mais próxima da extinção é a espécie endêmica do Brasil *Scarus trispinosus*, considerada em perigo de extinção devido à redução de suas populações pela pesca.

Apesar dos recifes de coral do Brasil possuírem uma fauna composta de famílias muito similares a outros recifes do mundo, como o Caribe, a ictiofauna brasileira é pouco diversa em número de espécies. Esse fato é preocupante do ponto de vista da pesca e da conservação, já que um baixo número de espécies representa poucos grupos desempenhando papéis ecológicos primordiais nos recifes, i.e. uma baixa redundância funcional. Por exemplo, se algumas poucas espécies desempenham o papel de controle das macroalgas, a possibilidade de alguma outra espécie realizar esse papel funcional após a retirada deste grupo pela pesca é reduzida. Portanto, medidas para a conservação das espécies alvo da pesca são prioritárias e o manejo adequado destas pescarias são necessários, para correta manutenção dos ambientes recifais para as futuras gerações.

2.3. O COMÉRCIO DE PEIXES ORNAMENTAIS MARINHOS

2.3.1. ESPÉCIES-ALVO

A coleta de peixes ornamentais (dulcícolas e marinhos) movimenta uma indústria multi-milionária e se tornou fonte de renda para milhares de pescadores de países em desenvolvimento, além de oferecer cerca de 1.500 espécies de peixes marinhos para aficcionados por aquários no mundo inteiro (Wabnitz, Taylor, Green, E. & Razak, 2003). Os peixes ornamentais, principalmente aqueles de interesse para exportação às lojas europeias e norte-americanas de aquarismo, em sua maioria são coloridos, de pequeno porte, e retirados diretamente dos recifes (Monteiro-Neto *et al.*, 2003).

Entre os países que possuem tal comércio, a tendência é que grande volume das exportações se concentre em algumas poucas espécies, enquanto diversas outras espécies são vendidas em menor quantidade. Não é incomum que as espécies

mais exploradas sejam de ocorrência rara, o que acarreta um valor elevado no mercado internacional. O Brasil está entre as cinco lideranças na exportação de peixes tropicais no mundo e boa parte da exportação de peixes ornamentais marinhos é sustentada pelo nordeste brasileiro (Monteiro-Neto *et al.*, 2003) (Figura 2.10).

As principais espécies exportadas pelo Brasil pertencem às famílias Pomacanthidae, Syngnathidae, Centropomidae, Acanthuridae, dentre outras. *Holacanthus ciliaris*, *Pomacanthus paru* (Monteiro-Neto *et al.*, 2003) e mais catorze espécies, de uma lista de 137 espécies, perfazem quase todo o volume comercializado (Araújo & Albuquerque-Filho, 2005). A coleta de peixes ornamentais no estado de Pernambuco é alta (Ferreira, Gonçalves & Coutinho, 2001) e as espécies com maior volume de exportação (*Grama brasiliensis*, *Holacanthus ciliaris* e *Elacatinus figaro*) são observadas com raridade nas praias pernambucanas, como nos recifes dos municípios de Tamandaré, Porto de Galinhas, Serrambi e São José da Coroa Grande, por exemplo

Nottingham, Cunha & Monteiro-Neto (2000) relataram que a mortalidade de peixes durante o processo de coleta pode chegar a 10%. Já Gasparini, Floeter, Ferreira & Sazima (2005) observaram que a mortalidade após a coleta e durante o armazenamento em tanques previamente à exportação pode chegar no mínimo de 30–40%. Estes dados sugerem que as estimativas das capturas subestimam a real quantidade de peixes ornamentais coletados, pois muitos peixes perecem antes mesmo de chegar ao mercado. A péssima qualidade da água e manuseio provocam estresse e doenças, que são apontados como as principais causas das altas taxas de mortalidade (Wood, 2001; Sadovy & Vincent, 2002). Este aspecto do comércio deve ser monitorado cuidadosamente, pois muitos métodos existem para reduzir as taxas de mortalidade durante o processo de captura, armazenamento, transporte e quarentena. Definitivamente, essas taxas devem ser consideradas quando no estabelecimento de cotas específicas para cada espécie (Nottingham, Cunha & Monteiro-Neto 2000).

2.3.2. EFEITOS DA RETIRADA DAS ESPÉCIES ORNAMENTAIS DO AMBIENTE

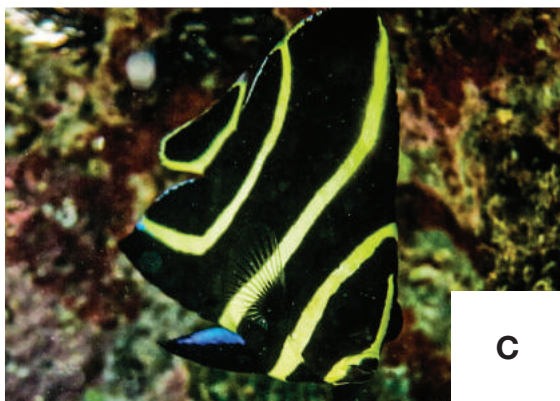
Embora seja uma alternativa de sustento para as comunidades costeiras, este mercado gera uma imensa discussão em torno dos impactos que causam, muitos dos quais se assemelham aos causados pela pesca (discutidos anteriormente). Isso se agrava devido à coleta seletiva de espécies raras e, portanto, mais



A



B



C



D



E



F

Figura 2.10 – Espécies frequentemente capturadas para o comércio de peixes ornamentais marinhos. (A) Cavalo-marinho, *Hippocampus reidi*, (B) Peixe-Anjo, *Holacanthus ciliaris*, (C) Frade, *Pomacanthus paru*, (D) Crisurus ou fluorecescente, *Microspathodon chrysurus*, no coral-de-fogo, (E) Cirurgião-azul, *Acanthurus coeruleus*, (F) Borboleta-ocelado, *Chaetodon ocellatus*. Fotos: João Feitosa.

vulneráveis à extinção, além da extirpação de outras tantas que possuem grande importância ecológica nos recifes (espécies-chave). A falta de conhecimento da biologia destas espécies, principalmente no que se diz respeito à sua dinâmica populacional (taxas de reprodução, fecundidade, mortalidade natural), aumenta a incerteza imposta ao seu manejo sustentável.

Pomacanthus paru (jovens) e *Elacatinus figaro* são espécies limpadoras bastante conhecidas e possuem um papel ecológico importante para inúmeras espécies, que vão desde herbívoros até grandes carnívoros (Sazima, Moura & Sazima, 1999; Sazima, Sazima, Francini-Filho & Moura, 2000), muitos dos quais são de importância econômica (e.g., budiões, garoupas, vermelhos e xaréus). A retirada constante desses limpadores interfere na importante relação mutualística entre as espécies, e que é responsável por manter a saúde da comunidade recifal como um todo (e.g., Limbaugh, 1961; Bshary, 2003; Grutter, Murphy & Choat, 2003). Além disso, há a degradação do recife associada aos métodos de coleta, que podem modificar a estrutura recifal, através da utilização de substâncias tóxicas, ou quando o recife é fisicamente danificado para obtenção de espécies que se escondem dentro das colônias de coral (espécies crípticas). Um caso muito comum é a captura da donzela conhecida como crisurus ou fluorescente (*Microspathodon chrysurus*), que habita as colônias de corais-de-fogo (*Millepora spp.*). Essa espécie de hidrocoral possui ramificações frágeis, sendo o único coral nos recifes brasileiros que oferece uma estrutura de abrigo a dezenas de espécies (saiba mais no capítulo 10).

Devido à natureza seletiva desta atividade e o grande volume de capturas, há um grande potencial de sobreexploração (Wood, 1985, 2001; Sadovy & Vincent, 2002; Gasparini, Floeter, Ferreira & Sazima, 2005). Muitas das espécies coletadas possuem hábito sedentário e movimentam-se muito pouco (Friedlander, 2001), ou seja, permanecem no mesmo recife, ou até mesmo uma única colônia de coral, por muito tempo. Este comportamento se torna um problema quando a coleta se concentra numa determinada área e por tempo prolongado (Gasparini, Floeter, Ferreira & Sazima, 2005). Ao serem consideradas espécies endêmicas e de distribuição restrita, estas se tornam especialmente vulneráveis à extinção (Hawkins, Roberts & Clark, 2000). Sua intensa retirada ocasiona um baixo sucesso reprodutivo dentro da população simplesmente pela falta de parceiros. O consequente isolamento da população e a diminuição da variabilidade genética as tornam ainda mais vulneráveis.

2.3.3. SOLTURAS E INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS

Um problema usualmente ignorado pelo comércio de peixes ornamentais marinhos, e que pode ter um efeito devastador sobre a comunidade recifal, é a introdução de espécies exóticas. Invasões biológicas são reconhecidamente uma das principais ameaças à biodiversidade global (Wilcove *et al.*, 1998; Bax *et al.*, 2001; D'Antonio, Levine & Thomsen, 2001). As invasões marinhas têm o potencial de mudar processos ecológicos, a composição da comunidade nativa e a dinâmica das teias tróficas de um sistema (Verlaque & Fritayre, 1994, Shiganova, 1998, Grosholz *et al.*, 2000). Um bom exemplo, é a recente invasão do peixe-leão (*Pterois volatis* - *P. miles*) no Atlântico Ocidental (ver Quadro 2.1 e Figura 2.11), que é apontada como a invasão marinha mais danosa até o presente momento (Albins & Hixon, 2011).

Geralmente o sucesso de uma invasão pode ser influenciado pelas características da espécie invasora, que vão desde taxas de crescimento, grupo trófico e estratégia reprodutiva (Byers & Goldwasser 2001; Fausch *et al.*, 2001), mas também se deve a características da comunidade receptora, como o nível de degradação do habitat e interações ecológicas que podem diminuir sua resistência biológica (e.g., a falta de potenciais predadores devido à sobrepesca) (Lodge 1993; Moyle & Light 1996; Reusch 1998; Levine & D'Antonio, 1999). No entanto, muitos estudos sugerem que sob quaisquer condições, as reintroduções sucessivas aumentam consideravelmente o sucesso da invasão (Planes & Lecaillon, 1998).

Nem sempre estas introduções são acidentais. O caso mais bem conhecido de introduções intencionais ocorreu no Havaí (Randall, 1987), entre 1955 e 1961, quando a divisão de pesca esportiva no Havaí incentivou a introdução de espécies exóticas de serranídeos (garoupas) e lutjanídeos (vermelhos) para aumentar as pescarias. O experimento inicialmente foi um sucesso, mas não sem grandes custos ao ambiente. Após o estabelecimento bem sucedido de 16 espécies, perdas devastadoras com a introdução de novos parasitas causou a extinção de várias espécies nativas de importância econômica e ecológica (Baltz, 1991).

2.4. IMPACTOS TERRESTRES

As interações entre o ambiente terrestre e os recifes criam um sistema mais diverso em condições sem perturbações. Nutrientes e sedimentos chegam aos

QUADRO 2.1

INVASÃO DO PEIXE-LEÃO

Por João Feitosa

O peixe-leão (*Pterois volitans* e *P. miles*), espécie originária do Indo-Pacífico, é muito popular no mercado global de aquariofilia, que foi possivelmente a via de introdução desta espécie no Atlântico. O primeiro registro ocorreu em meados da década de 80, na Flórida, Estados Unidos, e já em 2000, houve um aumento populacional considerável, com expansão ao longo de toda a costa leste do referido país (Whitfield *et al.*, 2002). As correntes do Caribe e de Yucatán contribuíram largamente para a dispersão da espécie, transportando-a de locais com populações que se estabeleceram no Caribe (i.e. Cuba, Jamaica, Ilhas Cayman) para dentro do Golfo México (Cowen, Paris & Srinivasan, 2006; Johnston & Purkis, 2011). Pouco tempo depois, ocorreram os primeiros registros mais ao Sul, no Panamá, Colômbia e Venezuela (Lasso-Alcala & Posada, 2010). No Caribe, assim como em sua área de origem, os peixes-leão são encontrados em mangues, fundos inconsolidados, em bancos de gramas marinhas e, ambientes recifais (Barbour *et al.*, 2010; Claydon, Calosso & Traiger, 2012; Kulbicki *et al.*, 2012). Além disso, são predadores de hábitos generalistas (Côté, Green & Hixon, 2013), não possuindo muitos predadores, devido aos espinhos venenosos de suas nadadeiras (Albins & Hixon, 2011). O panorama da invasão observado por todo o Caribe é preocupante, incluindo desde redução da biomassa de espécies nativas de alto valor ecológico e/ou econômico, e a competição direta com predadores de topo (Albins & Hixon, 2011). Recentemente, a espécie foi registrada em duas ocasiões no sudeste do Brasil (Ferreira *et al.*, 2015), e embora muitos questionam se sua expansão do Caribe para o Brasil já está em andamento, ou se fora introdução por aquaristas, à medida que o tempo passa e nenhum novo exemplar é encontrado, cada vez mais se reforça a segunda hipótese. O cenário descrito pelo gradiente latitudinal de recifes tropicais brasileiros em direção a recifes subtropicais, fornece uma situação sem precedente à possível invasão do peixe-leão e suas consequências ainda desconhecidas.



Figura 2.11 – A invasão do peixe-leão (*Pterois volitans*, *P. miles*) no Atlântico. Foto: João Feitosa.

recifes e tornam possível a existência de ambientes adjacentes aos recifes, como os prados de fanerógamas e manguezais, que possuem uma íntima relação com os organismos do ambiente recifal. Entretanto, devido à proximidade ao ambiente terrestre, muitos sistemas recifais estão sujeitos a impactos do homem originados em terra. Os maiores impactos originados em terra para os recifes são a poluição provocadas por práticas agrícolas, esgotos e desmatamento. Geralmente esses impactos ocorrem próximo ou nos rios e são carregados até os recifes, causando danos diretos e indiretos aos peixes.

2.4.1. RESÍDUOS DA AGRICULTURA

As atividades agrícolas são uma das maiores fontes de poluentes para o ambiente marinho, podendo contribuir em mais de 50% da poluição total da água de superfície através do enriquecimento com nutrientes através de fertilizantes, principalmente por compostos derivados de amônia (NH_4) e nitrato (NO_3) (Islam & Tanaka, 2004). Os efeitos deletérios do aumento de nutrientes por fertilizantes serão discutidos juntamente com os efeitos da eutrofização no tópico seguinte.

Outra fonte de impacto oriunda de atividades agrícolas é a aplicação de pesticidas, usados como método padrão de controle de organismos indesejados em monoculturas, como é o caso do cultivo da cana-de-açúcar em Pernambuco. Em um estudo que revisa o assunto foram observados mais de 100 tipos de pesticidas diferentes que são utilizados nas monoculturas do mundo, com a finalidade de atuar como herbicidas, inseticidas, fungicidas e nematocidas (Islam & Tanaka, 2004). Estes compostos podem, através do escoamento superficial com as chuvas, alcançar os ambientes aquáticos. Em geral os pesticidas não possuem uma rápida degradação devido a razões técnicas, como a redução de sua aplicabilidade (Islam & Tanaka, 2004). Ademais, uma parcela muito pequena da quantidade de agrotóxicos aplicados atua na sua função agrícola: variando pela sua composição, estima-se que aproximadamente 0,1% da quantia de alguns pesticidas utilizadas atingem seu objetivo, enquanto que a quantidade sobressalente pode acumular-se no solo e nas águas superficiais e subterrâneas (Duursma & Marchand, 1974).

Os agrotóxicos são um dos agentes mais devastadores para os ecossistemas aquáticos e seus organismos associados, atuando em todos os níveis da cadeia trófica (Duursma & Marchand, 1974). Os dois principais mecanismos de atuação

destes agentes são a bioconcentração (o acúmulo de químicos de um meio para um organismo devido à lipofilia destes compostos) e a biomagnificação (aumento das concentrações dos químicos com o aumento dos níveis tróficos, e os organismos de topo de cadeia podem acumular em concentrações ampliadas destes compostos).

Os efeitos biológicos e ecológicos de pesticidas são complexos e podem variar de acordo com sua composição, mas geralmente atuam de maneira crônica e silenciosa nas cadeias tróficas. Os efeitos diretos em peixes, no nível de organismo, podem variar entre câncer, tumores, lesões, inibição e insuficiência reprodutiva, supressão do sistema imune, interrupção do sistema endócrino, dano celular e molecular, efeitos teratogênicos (má formação embrionária), alterações nas células sanguíneas, produção excessiva de muco na pele e brânquias e até a morte. Os pesticidas também podem atuar nos corais, afetando o habitat dos peixes recifais: os herbicidas inibidores do fotossistema II (irgarol, ametryn e diuron, entre outros) diminuem a concentração efetiva de zooxantelas nos tecidos de corais (Jones & Kerswell, 2003). Atividades agrícolas ainda podem aumentar os níveis de sedimentação e poluição por metais pesados (Haynes Muller & Carter, 2000), e seus efeitos serão discutidos nos tópicos posteriores.

2.4.2. POLUIÇÃO POR ESGOTOS DOMÉSTICOS E INDUSTRIAIS

O maior volume de resíduos despejados no ambiente marinho é proveniente de esgotos, que podem conter efluentes de municípios, indústrias e estabelecimentos comerciais e os impactos são múltiplos e com consequências muitas vezes imprevisíveis. Por exemplo, o despejo de vísceras e sangue de um matadouro e do chorumbe originado no lixão da Muribeca no rio Jaboatão foram apontados como fortes contribuidores para atração de tubarões para as praias de Boa Viagem e Piedade.

Recifes de coral próximos de cidades muito populosas são assolados com efluentes oriundos de esgotos domésticos carreados pelos rios, muitas vezes sem o tratamento adequado. Áreas industriais são geralmente situadas próximas de áreas muito populosas, portanto maiores cargas de poluição de origem industrial são geralmente acompanhadas por um maior risco de poluição por esgotos (Robson & Neal, 1997). Estimativas apontam que a produção anual de esgotos domésticos pode alcançar números tão altos quanto 180.000.000 m³ por ano

para uma população de 800.000 pessoas (Islam & Tanaka, 2004). Considerando a média de 20 mg de matéria orgânica por litro de esgoto, esse volume levaria ao aporte anual de 3.600 toneladas de matéria orgânica no meio aquático (Duursma & Marchand, 1974). Vários agentes poluentes são encontrados nos esgotos, desde substâncias orgânicas que causam o aumento de nutrientes, metais pesados e elementos-traço, a patógenos como vírus e bactérias, originando efeitos diretos e indiretos na ictiofauna recifal (Islam & Tanaka, 2004).

O material em suspensão adicionado pelo aporte de esgotos pode afetar a turbidez da água, reduzindo a chegada de luz aos organismos fotossintetizantes do fundo e uma vez descartada, a matéria orgânica pode suprimir a respiração pela fauna e flora bentônica. O esgoto é essencialmente orgânico sendo, portanto, sujeito à decomposição por bactérias. Esse processo afeta os organismos aquáticos tanto pela redução do oxigênio para respiração, quanto resultam na liberação de sulfeto e amônia, tóxicos até em pequenas quantidades (Islam & Tanaka, 2004). A matéria orgânica também aumenta os níveis de nutrientes disponíveis para o fitoplâncton, que aumenta em biomassa e produtividade em resposta aos processos de eutrofização (Riegman, 1995), entretanto isso ocorre de maneira desequilibrada. As comunidades fitoplantônicas geralmente mudam de uma dominância de diatomáceas para dinoflagelados, incluindo a mudança para espécies de tamanhos menores (Islam & Tanaka, 2004). Mudanças similares ocorrem nas comunidades zooplantônicas, onde copépodes herbívoros são substituídos por zooplâncton gelatinoso (Zaitsev, 1992). As comunidades bentônicas de recife de coral também sofrem alterações com o aumento dos nutrientes: as macroalgas bentônicas também podem aumentar em biomassa, diminuindo a capacidade competitiva dos corais. Quando em sinergia com o impacto da retirada de herbívoros através da pesca (vide tópicos anteriores), os efeitos para os recifes de coral podem ser catastróficos.

Os primeiros efeitos diretos de efluentes orgânicos na ictiofauna é o aumento inicial de sua abundância no ponto de descarga, pelo aumento de presas gerado pelo aporte de nutrientes (Islam & Tanaka, 2004). Entretanto, com o tempo o desenvolvimento exacerbado (*blooms*) de microorganismos implica na redução do oxigênio dissolvido e produção de toxinas defensivas por certas espécies. Os efeitos a longo prazo incluem grandes diminuições da diversidade de peixes e organismos bentônicos (Bonsdorff, Blomqvist, Mattila & Norkko, 1997), e

peixes planctívoros que se alimentam em águas contaminadas por toxinas algais geralmente sofrem uma mortalidade em massa (Hernandez *et al.*, 1998). As marés vermelhas, causadas pela proliferação de dinoflagelados, podem concentrar compostos tóxicos que em casos severos matam rapidamente várias espécies de peixes pelos seus efeitos neurotóxicos. Em casos moderados as toxinas podem ser absorvidas através das brânquias dos peixes e acumuladas em seus tecidos (Islam & Tanaka, 2004). Em várias regiões do Caribe os *blooms* do dinoflagelado *Gambierdiscus toxicus* ocasionam a liberação de grandes quantidades de ciguatoxina e compostos similares que ocasionam uma intoxicação alimentar chamada de ciguatera. Os sintomas dessa intoxicação incluem alterações gastro-intestinais, cardiovasculares e neurológicas. Essas toxinas foram encontradas em mais de 420 espécies de peixes e podem bioacumular em predadores de topo, que são capazes de possuir concentrações altas destas substâncias, a exemplo das garoupas, barracudas e xaréus (Bagnis *et al.*, 1970).

Os metais pesados e os elementos-traço são subprodutos de vários processos industriais, que também são incorporados ao ambiente marinho pelas descargas de rios (Robson & Neal, 1997). Os metais pesados podem ser altamente tóxicos para a vida marinha e em nível decrescente de toxicidade incluem: mercúrio, cádmio, prata, níquel, selênio, chumbo, cobre, crômio, arsênio e zinco (Daviers 1978). Os metais pesados não são degradáveis e ocorrem normalmente como elementos livres nos mares costeiros, porém são potencialmente nocivos em formas de cátions (Islam & Tanaka, 2004). Nos organismos, os metais pesados se ligam a compostos que contém enxofre, como proteínas e enzimas, prejudicando processos como a permeabilidade das membranas celulares. Tecidos ricos em proteínas, como o fígado e músculos podem acumular estas substâncias e metais como cádmio, chumbo e mercúrio atuam como imunossupressores (Islam & Tanaka, 2004).

Os patógenos veiculados através de efluentes domésticos também podem ser particularmente nocivos. A doença de corais *white pox*, que causou uma grande perda de corais do gênero *Acropora* no Caribe é aparentemente causada por uma bactéria fecal (*Serratia marcescens*) que habita os tratos intestinais humanos (Patterson *et al.*, 2002). Essa doença é muito contagiosa entre os corais e levou à inclusão das espécies de coral do gênero *Acropora* do Caribe, nas listas de espécies ameaçadas dos Estados Unidos em 2006.

2.4.3. EFEITOS DO DESMATAMENTO

A supressão da vegetação terrestre afeta os peixes recifais de duas maneiras principais: indiretamente através do aumento da sedimentação pela supressão das matas ciliares, ou diretamente através da retirada dos manguezais, que atuam como ambientes de berçário para muitas espécies recifais. O aumento das taxas de sedimentação são muito prejudiciais a esse ambiente e afetam diretamente vários organismos bentônicos, incluindo os corais, contribuindo significativamente para a degradação do ambiente recifal. Estes podem ser afetados de diversas maneiras como por recobrimento, causando asfixia (Wilkinson, 2008); aumento da turbidez, causando diminuição da luminosidade; lesões aos seus tecidos por abrasão; inibição do recrutamento, pela cobertura do substrato (Maida & Ferreira, 1995); diminuição na diversidade das espécies de corais e mudança na zonação. A mudança das características dos sedimentos locais também pode afetar a desova de algumas espécies (Islam & Tanaka, 2004). Além dos impactos físicos, os sedimentos podem servir como vetores no transporte de compostos químicos citados nos tópicos anteriores. Metais pesados e fósforo podem se associar a partículas argilosas, e ferro e manganês podem recobrir muitas destas partículas.

Várias espécies de peixes típicos de ambientes recifais são encontrados em associação a ambientes de manguezal quando em sua fase jovem. Mariquitas, garoupas, vermelhos, xiras, peixes-anjo, peixes-borboleta, peixes-cirurgiões, xaréus, barracudas e peixes-papagaio são encontrados quando juvenis nos manguezais (Figura 2.12). A maior espécie de peixe-papagaio do Caribe, (*Scarus guacamaia*), é tão dependente dos manguezais quando juvenis que desapareceu de muitas localidades após a destruição deste ambiente (Helfman, 2007). Os manguezais são suprimidos por diversas razões em Pernambuco: criação de camarões e peixes, pela madeira, pela construção de vias costeiras e para aproveitamento de área para construção civil.

Nas Américas a taxa de perda destes ambientes é de 2.250 km² por ano, excedendo as taxas de desmatamento das florestas tropicais. Globalmente, menos da metade das florestas de manguezal ainda existem e metade destes remanescentes estão em grave estado de degradação (Helfman, 2007).



Figura 2.12 – Jovens de barracuda são frequentemente encontrados em associação com os manguezais. Fotos: João Feitosa.

2.5. IMPACTOS DO TURISMO

O declínio na qualidade dos ambientes recifais coincide com a crescente expansão do turismo aquático. Com avanço tecnológico de equipamentos recreativos (e.g. SCUBA) e o interesse na natureza e sua conservação, observou-se uma popularidade sem precedentes nestes ambientes. Em algumas comunidades costeiras do Brasil, um processo de mudança do uso da pesca como atividade principal de renda para atividades turísticas vem transformando a região costeira e descharacterizando a tradicional pescaria artesanal. O retorno econômico do turismo aquático é significativo, mas assim como a pesca, atividades recreativas são uma fonte potencial de impactos sobre a estrutura dos ambientes recifais, sejam elas de impactos diretos (e.g. ancoragem de embarcações) ou indiretos (e.g. alteração do comportamento de espécies).

Estudos mostram que a amplitude dos efeitos de cada uma dessas atividades pode ter um impacto irreversível quando estas não são manejadas adequadamente. Tais estudos são relativamente raros, pois além da grande diversidade de atividades existentes, testar isoladamente seus efeitos se torna um desafio. Normalmente, os efeitos causados pelo turismo no recife podem ser detectados a curto e longo prazos, com um adequado desenho amostral (Albuquerque *et al.*, 2014).

Para entender a amplitude da perturbação causada por atividades humanas, respostas comportamentais a curto-prazo, como a evasão (mudança de habitats) de espécies mais sensíveis, e a habituação de espécies oportunistas e/ou mais tolerantes, tem sido utilizada como métrica (Carney & Sydeman, 1999; Frid & Dill, 2002; Feitosa, Chaves, Ferreira & Araújo, 2012). Esta mudança no comportamento de algumas espécies tem o potencial de reestruturar a comunidade através de migrações, resultando em um estado alternativo de espécies tolerantes à presença humana (Frid & Dill, 2002).

2.5.1. EFEITOS DO USO DE EMBARCAÇÕES

Os resíduos gerados por embarcações (dejetos humanos e combustível) podem danificar recifes, especialmente em locais com pouca circulação de água, como as piscinas naturais encontradas no litoral pernambucano. A ancoragem causa danos significativos à estrutura recifal, incluindo a quebra e fragmentação de colônias de coral (Creed & Amado-Filho, 1999). Embora embarcações menores causem isoladamente menos danos, áreas de intensa concentração de barcos ancorados são as mais vulneráveis, o que acontece vastamente na costa pernambucana.

Grandes navios (i.e. cruzeiros e cargueiros além de possuírem âncoras enormes e pesadas, afetando fisicamente grandes áreas do recife, carregam consigo agentes anti-incrustantes em sua pintura, que podem ser extremamente tóxicos para os organismos marinhos. A utilização de tintas com o aditivo tributilestanho (TBT), com o intuito de inibir a adesão e o crescimento de cracas e outros organismos em cascos de navio e docas, embora proibido no Brasil, pode ser obtido facilmente e com pouca fiscalização para coibir seu uso. Em menor escala, mas igualmente danoso ao sistema recifal, é a possível introdução de espécies invasoras através da água de lastro e bioincrustação no tráfego internacional de navios, uma realidade trazida à costa pernambucana pela construção do Porto de Suape.

Vários estudos abrangendo os efeitos de perturbações sonoras causadas por atividades humanas sobre as espécies marinhas tem sido desenvolvidos. Se tem evidência atualmente de que estes “ruídos” afetam processos fisiológicos, cognitivos e comportamentais detectados desde o nível de indivíduos até comunidades (e.g. Allen & Read, 2000, Slabbekoorn *et al.*, 2010) (Figura 2.13). A maioria dos

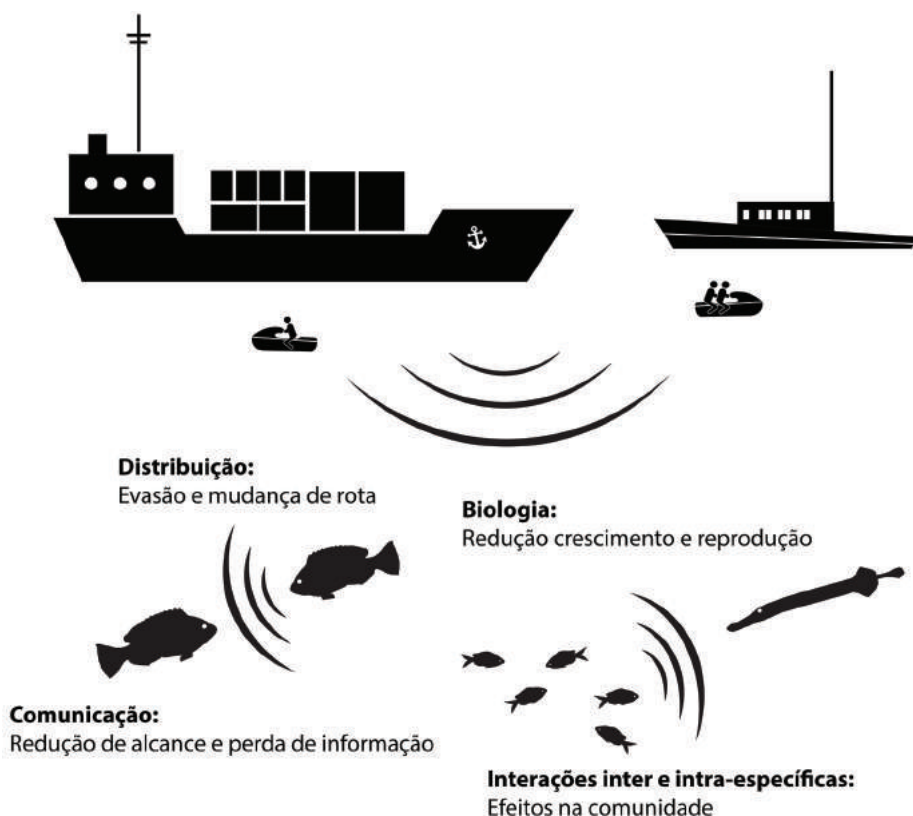


Figura 2.13 – Principais efeitos do som de embarcações sobre as comunidades de peixes recifais. Modificado de Slabbekoorn *et al.*, 2010.

estudos envolvendo ambientes aquáticos, se concentraram em ruídos de maior intensidade, como atividades da indústria petrolífera, como campos de perfuração e prospecção com sonares (e.g., Brandt, Diederichs, Betke & Nehls, 2011; Rodkin, Pommerenck & Reyff, 2012). Os ruídos de pequenas embarcações motorizadas, que são de baixa intensidade e contínuos nas zonas costeiras mais desenvolvidas, são frequentemente ignorados (Picciulin, Costantini, Hawkins & Ferrero, 2012, Jung & Swearer 2011; Bracciali, Campobello, Giacomini & Sarà, 2012).

Em ambientes recifais, muitas espécies de peixes e invertebrados utilizam o som proveniente do recife como orientação (Tolimieri, Jeffs & Montgomery, 2000, Leis, Siebeck & Dixon, 2011), e essa é uma das táticas utilizadas para selecionar, por exemplo, um habitat propício para seu assentamento após o período larval (Simpson, Meekan, McCauley & Jeffs, 2004; 2005). A extensão dos efeitos causados pelos ruídos de embarcações motorizadas sobre esta forma de

orientação vai depender de diversos fatores como o número de embarcações, o tamanho do motor, a velocidade, o tempo de uso, assim como as características dos sons produzidos pelos recifes e a distância destes em relação às embarcações (Kennedy *et al.*, 2010).

Existe ainda o efeito sobre a rota migratória de peixes e mamíferos marinhos. Mudanças comportamentais nem sempre são rapidamente detectadas, pois algumas espécies de peixes recifais se adaptam a uma área perturbada se esta oferecer importantes recursos para sua sobrevivência. No entanto, estratégias alternativas são para poder conviver com o distúrbio (Gill & Sutherland, 2000), como a alteração no tempo investido em determinadas atividades: alimentação, reprodução e defesa de território, que a médio e longo prazos podem ter efeitos detectáveis ao nível da comunidade. Bracciali, Campobello, Giacomini & Sarà (2012) demonstraram que as taxas de mordida da donzela *Chromis chromis* ficam muito reduzidas pelo aumento no tráfego de embarcações, isso porque há um aumento do comportamento de alerta e, mais frequente ainda, no comportamento de escape. Com isso, aumenta-se o tempo de procura pelo alimento e uma perda nutricional e energética que irá alterar no longo prazo sua dinâmica populacional. Mais recentemente foi demonstrado que o som do motor de pequenas embarcações é capaz de prejudicar relações mutualísticas de limpeza e cuidado parental em peixes recifais (Nedelec *et al.*, 2017a; b). Durante o dia, o período de atividade da maioria dos peixes recifais, a intensidade de ruídos também é sempre mais intensa em virtude da atividade humana.

Mudanças ainda mais extremas podem ocorrer, como o movimento para diferentes áreas de alimentação e reprodução, que podem ameaçar a sobrevivência de uma espécie menos tolerante. Compreender as interações entre os sons naturais e os ruídos causados pelo homem se torna uma ferramenta fundamental para melhor planejamento e manejo de áreas marinhas protegidas, onde a capacidade suporte de determinado recife em relação ao volume do tráfego de embarcações deve ser levado em consideração (Holles *et al.*, 2013).

2.5.2. O EXCESSO DE TURISTAS

A habituação e a tolerância de determinadas espécies à presença humana podem mascarar os impactos causados sobre sua biologia e função ecológica.

Enquanto as atividades humanas destrutivas são mais óbvias, a simples presença humana gera mudanças ambientais momentâneas, mas quando constantes podem causar alterações permanentes na ictiofauna local. Entre algumas atividades afetadas observa-se seu comportamento alimentar, sucesso na produção de ninhos, resposta de fuga, níveis hormonais, comportamento anti-predadores, uso do hábitat e até aumento na agressividade. Apesar da importância do fator comportamental das espécies na estrutura das comunidades de peixes, este continua a ser ignorado em muitos programas de monitoramento.

Os impactos sobre a comunidade de peixes podem ainda ser indiretos, quando, por exemplo, as atividades humanas modificam seu hábitat e, consequentemente, sua fonte de abrigo e alimento. O pisoteio dos corais é muito comum em recifes rasos próximos a costa, gerando danos extensos e permanentes em áreas com grande concentração de turistas (vide o exemplo das piscinas naturais em Porto de Galinhas). A mortalidade de corais nestas áreas pode chegar a até 100% em casos extremos (Maida, Ferreira & Bellini, 1995; Rodgers & Cox, 2003). Outro impacto pouco explorado é o uso de protetores solares. Alguns componentes destes produtos são tóxicos aos seres marinhos e possuem um efeito de branqueamento em corais, promovendo maior susceptibilidade a vírus (Danovaro *et al.*, 2008). As piscinas naturais características da costa pernambucana, em que a circulação da água do mar é limitada, ou nula durante períodos de maré baixa, possuem uma maior sensibilidade aos impactos de protetores solares e, desta forma, estudos envolvendo esse tipo de impacto são urgentemente necessários.

2.5.3. O MERGULHO RECREATIVO

Considerada anteriormente uma atividade inofensiva, o mergulho autônomo (com auxílio de cilindros) causa mais impactos sobre ambientes recifais do que o mergulho livre (apenas máscara, *snorkel* e nadadeiras) (Zakai & Chadwick-Furman, 2002). Isso acontece porque no mergulho livre, os impactos são limitados a profundidades mais rasas e os mergulhadores nadam sobre os recifes. No entanto, estes usuários causam efeitos ainda mais deletérios ao caminhar sobre os recifes ou até mesmo movimentando desordenadamente as nadadeiras, chutando corais e afugentando as espécies de maior mobilidade. Os danos causados por mergulhadores autônomos podem variar bastante, e um dos principais

é o contato direto com a superfície recifal. Estudos mostraram que a atitude e o comportamento do mergulhador influencia bastante a intensidade do impacto causado. Por exemplo, mergulhadores que usam luvas ou carregam equipamentos fotográficos apresentam um comportamento de contato direto com o fundo (Rouphael & Inglis, 2001), pois não há o risco de se machucarem. Em outros casos, mergulhadores inexperientes e que não receberam qualquer orientação antes do mergulho (e.g., evitar tocar os corais, molestar tartarugas e peixes. Ver Quadros do Capítulo 11) também são responsáveis por grandes danos (Medio, Ormond & Pearson, 1997).

Tais impactos são causados principalmente às colônias de corais, e afetam sua capacidade de recuperação frente a outros estressores, como eventos de branqueamento ou doenças (Oren, Benayahu, Lubinevsky & Loya, 2001). Fotógrafos subaquáticos exibem maior contato com o fundo, principalmente em encontros com espécies de hábito críptico e de difícil visualização, como cavalos marinhos, moréias e outras espécies que se escondem em tocas no substrato. Para fotografar essas espécies, os mergulhadores geralmente entram em contato com o fundo recifal por longos períodos (Uyarra & Côté, 2007). Infelizmente, os corais que sofrem o maior contato por mergulhadores, de estrutura massiva e crescimento lento, são os que possuem maior dificuldade de recuperação (Oren, Benayahu, Lubinevsky & Loya, 2001; Medio, Ormond & Pearson, 1997).

O contato direto com as colônias é somente um dos efeitos observados, pois o levantamento de sedimento causado pelas nadadeiras de mergulhadores menos experientes pode ser igualmente danoso. A sedimentação sufoca os corais e pode reduzir drasticamente a cobertura coralínea em áreas de maior atividade de mergulho, sendo permanente em recifes onde a atividade é mantida continuamente durante décadas (Barker & Roberts, 2004). A redução da cobertura de corais, resulta numa redução da comunidade de peixes associada a estes ambientes, o que pode ser indicativo de mortalidade por falta de abrigo ou migração para habitats alternativos com menor presença humana.

A resposta de muitas espécies de peixes, no entanto, depende de quão elas são dependentes do recife para obter alimento e refúgio ideais. Em alguns recifes ao redor do mundo, espécies coralívoras de peixes-borboleta são diretamente dependentes de algumas poucas espécies de corais, sendo extremamente especializadas

em se alimentar destes. Este fato as tornam boas indicadoras da qualidade recifal, pois são extremamente sensíveis, e as primeiras a sofrer em consequência da perda de cobertura coralínea (Chandler, Burn, Berggren & Sweet, 2016).

2.5.4. EFEITOS DA ALIMENTAÇÃO ARTIFICIAL

A alimentação de peixes por humanos se tornou uma atividade comum em diversos locais onde o turismo se desenvolve sem controle, e tem resultado numa série de efeitos negativos sobre o comportamento de peixes. Tendo comida fornecida em abundância, as espécies não precisam investir na procura por alimento e a distância percorrida por estas para obtê-lo é artificialmente alterada. Ainda, foram observados efeitos negativos sobre a atividade reprodutiva, densidade populacional, padrões de migração e diversidade local (Milazzo, Anastasi & Willis, 2006). A alimentação recreativa por mergulhadores está relacionada à áreas de conhecida concentração de espécies de grande porte, e que geralmente se tratam de predadores de topo, como tubarões (Brunnschweiler, Abrantes & Barnett, 2014). A associação de humanos à oferta de comida feita por espécies conhecidamente mais agressivas é uma das consequências deste tipo de atividade, e foram proibidas em determinadas áreas em que observou-se esse comportamento.

Foi demonstrado em um estudo recente no Nordeste do Brasil, que os efeitos causados por esta atividade variam devido a muitos fatores, incluindo o tipo do alimento ofertado, a quantidade e a distribuição de turistas, a duração da atividade, comportamento social de determinadas espécies e composição de espécies (Feitosa, Chaves, Ferreira & Araújo, 2012). A oferta de alimentos humanos (bolas e pão) em contraste com a oferta de iscas de peixe, camarão e lula resultaram em aumento considerável das espécies de saberé *A. saxatilis* e xira *H. aurolineatum*, respectivamente (Feitosa, Chaves, Ferreira & Araújo, 2012). Apesar do aumento na abundância dessas espécies ter sido momentânea, mudanças permanentes na estrutura da comunidade foram atribuídas à intensidade desta atividade (pontual ou extensiva).

Em recifes onde esta atividade ocorre frequentemente, a comunidade de peixes recifais é empobrecida e representada principalmente pelos saberés ou sargentinhos (*Abudefduf saxatilis*) (Feitosa, Chaves, Ferreira & Araújo, 2012). Esta espécie é a mais frequente e abundante em áreas onde ocorre visitaça

e é atraída quando buscam o alimento constantemente ofertado (Feitosa, Chaves, Ferreira & Araújo, 2012). É muito provável que os cardumes desses peixes desloquem-se de áreas naturais para áreas com turistas, uma vez que esta espécie é onívora, oportunista, cosmopolita e formadora de grandes agregações. Os saberés são demasiadamente abundantes em recifes rasos e situados muito próximos da costa, como os das praias pernambucanas de Porto de Galinhas e Serrambi. Já na praia de São José da Coroa Grande, pouco visitada por turistas, esta espécie é perceptivelmente menos abundante.

2.6. SOLUÇÕES E ESTRATÉGIAS DE MANEJO PARA ESTES IMPACTOS

2.6.1. PESCA

Várias estratégias foram utilizadas com o intuito de recuperar populações de espécies pescadas ao longo dos anos. O manejo tradicional da pesca foca nas espécies de interesse comercial, observando as tendências e estabelecendo estimativas de captura, por exemplo, do rendimento máximo sustentável (maior captura que pode ser obtida ao longo de um período de tempo indefinido, através da retirada no ponto onde a taxa de crescimento é máxima). Esse tipo de abordagem é aplicado com sucesso para algumas espécies, porém possui limitações, incluindo a falta de confiabilidade nos dados coletados e erros de modelagem. Algumas espécies de interesse pesqueiro, em especial as que habitam recifes de coral, possuem diferenças entre populações e outros fatores biológicos associados com as estruturas de tamanho e idade, como taxas de crescimento individual, sobrevivência e reprodução que podem limitar a aplicabilidade de um manejo com abordagens tradicionais. Este tipo de estratégia também é menos conservativa quando a política pesqueira é ter rendimento máximo sustentável como uma meta a ser atingida, e não como um limite máximo que não deve ser constante. As populações de peixes passam por flutuações naturais, muitas vezes não previsíveis, e que podem colapsar pescarias e extinguir estoques e populações de peixes que estão sendo explorados em seus limites máximos.

Neste âmbito, novas estratégias baseadas em abordagens ecossistêmicas vem sendo empregadas, onde conceito implícito é de que para sustentar pescarias se faz necessário conservar o ambiente que provém o pescado. Essa abordagem

engloba importantes fatores para a conservação dos peixes (*sensu* Helfman, 2007): (1) os peixes fazem parte de uma rede complexa de interações tróficas e ecológicas; (2) a sobrepesca afeta não apenas as espécies-alvo, mas outros componentes de um ecossistema, incluindo as espécies não-alvo e seus habitats; (3) estes ecossistemas fornecem bens recreativos, comerciais e produtos tecnológicos além da pesca; e (4) perturbações da estrutura e função do ecossistema são refletidas na dinâmica de espécies-alvo e não-alvo. Portanto, concentrando-se sobre a gestão que lida com a estrutura e função do ecossistema, em vez de manejar somente a espécie-alvo da pesca, estamos mais propensos a alcançar a sustentabilidade no uso de vários componentes, incluindo as próprias espécies de interesse pesqueiro.

Uma das principais ferramentas para o manejo com abordagem ecossistêmica é a criação de unidades de conservação (UCs) e áreas marinhas protegidas da pesca (AMPs). As UCs e AMPs de Pernambuco serão abordadas no Capítulo 13, mas vale salientar aqui sua função na redução, manejo e recuperação de vários impactos discutidos anteriormente. Estas reservas fornecem um lugar onde as larvas podem se estabelecer, crescer, alcançar condição reprodutiva e desovar várias vezes. Os organismos incluídos dentro das reservas aumentam em abundância, diversidade e biomassa e indivíduos podem migrar para fora da reserva ou exportar larvas para áreas onde a pesca é permitida, aumentando a produtividade pesqueira nos locais adjacentes às reservas. Entretanto, nem todas as reservas funcionam da mesma maneira, ou possuem resultados positivos. As AMPs variam grandemente em relação aos seus projetos, tamanhos e localizações, e muitos aspectos biológicos e sociológicos devem ser considerados no estabelecimento e manutenção de reservas. Por exemplo, em reservas que não incorporam redução dos níveis de pesca ou não incluem a comunidade local no planejamento e manutenção da mesma, o sucesso é pouco provável (Baum *et al.*, 2003; Christie *et al.*, 2003).

2.6.2. COMÉRCIO DE PEIXES ORNAMENTAIS MARINHOS

Existem uma série de medidas que podem ser utilizadas para que a extração de peixes ornamentais, e os impactos causados ao habitat de onde são retirados, sejam manejados de maneira sustentável. Estas medidas se encaixam em quatro etapas, segundo Bruckner (2005): (1) o manejo da retirada, através da imposição de limites ao número de coletores, cotas estabelecidas baseadas no conhecimento

da biologia e abundância das espécies em área determinada, tamanhos mínimo e máximo permitidos e restrição na coleta de espécies raras e ameaçadas; (2) melhora nos padrões de qualidade pelo setor de pesca ornamental, em que os procedimentos mínimos exigidos para a coleta, manuseio e transporte sejam monitorados para que haja a diminuição de perdas desnecessárias; (3) desenvolvimento de alternativas à retirada direta do ambiente, como a aquicultura de espécies alvo, que, além do comércio, pode auxiliar o reestabelecimento dos estoques mais afetados através de reintroduções à natureza e; (4) restrições impostas pelo comércio internacional, que além de coibir a entrada de espécies ameaçadas em sua origem, poderá prevenir a introdução de espécies exóticas com alto risco de invasão.

Outras medidas incluem a proibição da coleta em determinadas épocas do ano (e.g. época reprodutiva), criação de áreas de refúgio como as áreas marinhas protegidas de uso restrito, e também educação ambiental junto aos comerciantes de peixes ornamentais e seus clientes, a respeito das solturas de espécies exóticas no ambiente natural. Se esta indústria for manejada de maneira sustentável, irá garantir a geração de renda em países menos desenvolvidos, além de colaborar com a conservação de ambientes recifais, onde alternativas à este tipo de atividade são limitadas.

2.6.3. IMPACTOS TERRESTRES

As soluções para os problemas de impactos terrestres residem no reconhecimento da conectividade dos recifes de coral com o ambiente terrestre. Políticas públicas que abordem a responsabilização dos usuários da terra pelo bem-estar dos ambientes adjacentes, como os recifes de coral, são extremamente necessárias. O controle do uso de pesticidas na agricultura, bem como o devido tratamento para os efluentes domésticos e industriais são essenciais para se assegurar o futuro dos recifes de coral e dos bens que este pode servir para a comunidade.

De maneira similar, o manejo das matas ciliares e manguezais deve ser tratada como assunto prioritário e estratégias de restauração devem ser implementadas. Os manguezais podem se recuperar do impacto do desmatamento em períodos de 15-30 anos, caso a hidrologia local não tenha sido alterada e se a disponibilidade de propágulos não tenha sido interrompida (Citron-Molero, 1992; Field, 1998). De acordo com Lewis (2005), cinco passos são necessários para a restauração

adequada de manguezais: (1) o entendimento da ecologia das espécies de mangue ocorrentes na área, incluindo seus padrões de reprodução, distribuição e disponibilidade de plântulas; (2) o entendimento dos padrões hidrológicos locais que controlam a distribuição e o estabelecimento e crescimento das espécies de mangue; (3) o conhecimento das modificações ocasionadas após a retirada do ambiente de manguezal que podem impedir a recuperação do ambiente; (4) o planejamento de programas de restauração que inicialmente recuperem a hidrologia apropriada e utilize os propágulos naturais e; (5) caso os passos 1-4 não consigam restaurar o ambiente de maneira apropriada, os programas de restauração podem utilizar mudas de propágulos para uma recuperação bem sucedida. Vários projetos de restauração de manguezais falharam no passado pois seguiram diretamente para o plantio de mudas, sem a determinação do porquê a recuperação natural do ambiente não ocorreu (Lewis, 2005).

2.6.4. TURISMO

Ambientes recifais são valiosos à indústria do turismo, mas também extremamente vulneráveis a muitas das atividades realizadas por este setor. Existem atualmente algumas estratégias de manejo bem sucedidas voltadas para atividades recreativas nestes ambientes, sendo as principais delas a limitação do uso em certos pontos, através da criação de áreas protegidas com acesso restrito e também a disseminação de campanhas de educação ambiental para desestimular e impor restrições a ações destrutivas, modificando o comportamento dos usuários. Um bom exemplo na costa pernambucana é a campanha "Conduta consciente em ambientes recifais" criada pelo Ministério do Meio Ambiente, e a criação em 1997 da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, a maior do país.

Os impactos causados pelo mergulho recreativo requerem medidas de manejo ao menos nos pontos de mergulho mais populares, especialmente se a intenção é manter a integridade estética e biológica, que são os principais atratores a esta atividade. Dentre as estratégias mais bem sucedidas está a mudança do comportamento dos mergulhadores através da educação ambiental promovida pelas próprias operadoras de mergulho, que devem ser capacitadas para isso. Ainda, a proibição de mergulhadores inexperientes e fotógrafos subaquáticos em áreas mais sensíveis ou extremamente visitadas, a introdução de taxas ambientais para

reduzir o número de mergulhadores e exclusão da atividade em algumas áreas por determinado período também podem contribuir para a recuperação dos recifes (Davis & Tisdell, 1995).

Infelizmente a preocupação atual com a extensão dos efeitos sobre os peixes recifais causados pelos sons produzidos por atividades humanas, de longe excede o que se tem de evidência da existência desses efeitos. No entanto, não há dúvidas de que eles ocorrem em algum grau e forma para diferentes espécies. Este nível de incerteza a longo prazo requer a utilização do princípio da precaução no manejo de áreas mais sensíveis (Horowitz & Jasny, 2007). Programas de monitoramento, delimitação de áreas livres de ruídos ou até o fechamento para determinadas atividades numa época do ano, são boas estratégias a serem exploradas.

Como pudemos verificar neste capítulo, as atividades humanas são representadas por diferentes setores econômicos, que frequentemente geram impactos cumulativos sobre os recifes e a comunidade de peixes associadas (e.g., pesca e turismo). Saber identificar as consequências de cada uma dessas atividades se torna essencial para o manejo efetivo de cada uma delas, de forma a mitigar ao máximo os efeitos negativos e preservar os serviços oferecidos pelos ambientes recifais.

Devido às mudanças climáticas, e consequente aquecimento da temperatura e acidificação dos oceanos, a resiliência a longo prazo destes ecossistemas e das comunidades que estes abrigam, ainda é bastante incerta. Estas mudanças são promovidas por atividades humana em escala global, e portando mais difícil solução. No entanto, a manutenção de espécies de peixes capazes de propiciar maior resiliência aos recifes, como por exemplo grandes herbívoros (ver Capítulo 9), estão mais sujeitas ao impacto direto da pesca, tornando-se ainda mais crucial o efetivo manejo da atividade pesqueira.

Referências Bibliográficas

- Albins, M.A. & Hixon, M.A. (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish (*Pterois volitans*) reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 367: 233-238.
- Albins, M.A. & Hixon, M.A. (2011). Worst case scenario: potential long-term effects of invasive, predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral reef communities. *Environmental Biology of Fishes*, 96: 1151-1157.
-

- Albuquerque, T.; Loiola, M.; Nunes, J.A.C.C.; Reis-Filho, J.A.; Sampaio, C.L.S. & Leduc, A.O.H.C. (2014). *In situ* effects of human disturbances on coral reef-fish assemblage structure: temporary and persisting changes are reflected as a result of intensive tourism. *Marine and Freshwater Research*, 66: 23–32.
- Allen, M.C. & Read, A.J. (2000). Habitat selection of foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. *Marine Mammal Science*, 16: 815–824.
- Araújo, M.E. & Albuquerque Filho, A.C. (2005). Biologia das principais espécies de peixes ornamentais marinhos do Brasil: uma revisão bibliográfica e documental. *Boletim Técnico Científico*, CEPENE, 13: 109–154.
- Bagnis, R.; Berglund, F.; Elias, P.E.; Van Esch, G.J.; Halstead, B.W. & Kojima, K. (1970). Problems of toxicants in marine food products: 1. Marine biotoxins. *Bulletin of the World Health Organization* 42(1): 69–80.
- Baltz, D.M. (1991). Introduced fishes in marine systems and inland seas. *Biological Conservation*, 56: 151–177.
- Barbour, A.B.; Montgomery, M.L.; Adamson, A.A.; Díaz-Ferguson, E. & Silliman, B.R. (2010). Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series*, 401: 291–294.
- Barker N.H.L. & Roberts, C.M. (2004). Scuba diver behavior and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*. Vol. 120, No.4, pp.481–489.
- Barros, A.R.; Hazin, F.H.V.; Correia, S.; Pedrosa, B.; Raposo, I. & Filizzola, M. (2001). Análise econômica da pesca marítima de Pernambuco. Recife: Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco.
- Baum, J.K.; Myers, R.A.; Kehler, D.G.; Worm, B.; Harley, S.J. & Doherty, P.A. (2003). Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299(5605): 389–392.
- Bax, N.; Carlton, J.T.; Mathews-Amos, A.; Haedrich, R.L.; Hogwarth, F.G.; Purcell, J.E.; Rieser, A.; & Gray A. (2001). The control of biological invasions in the world's oceans. *Conservation Biology*, 15: 1234–1246.
- Belliveau, S.A. & Paul, V.J. (2002). Effects of herbivory and nutrients on the early colonization of crustose coralline and fleshy algae. *Marine Ecology Progress Series*, 232: 105–114.
- Bhathal, B. & Pauly, D. (2008). 'Fishing down marine food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950–2000. *Fisheries Research*, 91: 26–34.

-
- Birkeland, C. (1997). Symbiosis, fisheries and economic development on coral reefs. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(9): 364-367.
- Bonsdorff, E.; Blomqvist, E.M.; Mattila, J. & Norkko, A. (1997). Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 63-72.
- Bracciali, C.; Campobello, D.; Giacoma, C. & Sarà, G. (2012). Effects of Nautical Traffic and Noise on Foraging Patterns of Mediterranean Damselfish (*Chromis chromis*). *PLoS ONE* 7(7): e40582.
- Bradstock, M. & Gordon, D.P. (1983). Coral-like bryozoan growths in Tasman Bay, and their protection to conserve local fish stocks. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 17: 159-163.
- Brandt, M.J.; Diederichs, A.; Betke, K. & Nehls, G. (2011). Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 421: 205-216.
- Bruckner, A.W. (2005). The importance of the marine ornamental reef fish trade in the wider Caribbean. *Revista Biologica Tropical*, 53: 127-38.
- Brunnschweiler, J.M.; Abrantes, K.G. & Barnett, A. (2014). Long-term changes in species composition and relative abundances of sharks at a provisioning site. *PLoS ONE* 9(1): e86682.
- Bshary, R. (2003). The cleaner wrasse, *Labroides dimidiatus*, is a key organism for reef fish diversity at Ras Mohammed National Park, Egypt. *Journal of Animal Ecology* 72: 169-176.
- Buroker, N.E. (1984). Gene flow in mainland and insular populations of *Crassostrea* (Mollusca). *The Biological Bulletin*, 166: 550-557.
- Butler, J.N.; Burnett-Herkes, J.; Barnes, J.A. & Ward, J. (1993). The Bermuda Fisheries A Tragedy of the Commons Averted? *Environment*, 35(1): 6-33.
- Byers, J.E. & Goldwasser, L. (2001). Exposing the mechanism and timing of impact of non-indigenous species on native species. *Ecology*, 82(5): 1330-1343.
- Carney, K.M. & Sydeman, W.J. (1999). A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds*, 22: 68-79.
- CEPENE 1992-1998. Estatística da pesca - 1991-1998. Brasil - Grandes regiões e unidades da federação. Tamandaré: Centro de Pesquisa e Extensão Pesqueira do Nordeste/IBAMA.
-

- Chandler, J.F.; Burn, D.; Berggren, P. & Sweet, M.J. (2016). Influence of Resource Availability on the Foraging Strategies of the Triangle Butterflyfish *Chaetodon triangulum* in the Maldives. *PLoS ONE*, 11(3): e0151923.
- Choat, J.H. & Bellwood, D.R. (1991). Reef fishes: their history and evolution. In: Sale PF (ed) *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. San Diego: *Academic Press*. p. 39-66.
- Christensen, V. (1998). Fishery-induced changes in the marine ecosystem: insights from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology*, 53: 128-142.
- Christie, P.; McCay, B.; Miller, M.L.; Lowe, C.; White, A.T.; Stoffle, R.; Fluharty, D.L.; McManus, L.T.; Chuenpagdee, R.; Pomeroy, C.; Suman, D.O.; Blount Ben, G.; Huppert, D.; Eisma, R.V.; Oracion, E.; Lowry, K. & Pollnac, R.B. (2003). Towards developing a complete understanding: A social science research agenda for marine protected areas. *Fisheries*, 28: 22-26.
- Chuenpagdee, R.; Preikshot, D.; Liguori, L. & Pauly, D. (2006). A public sentiment index for ecosystem management. *Ecosystems*, 9: 463-473.
- Cintron-Molero, G. (1992). "Restoring mangrove systems." *Restoring the Nation's marine environment*. G.W. Thayer, ed., Maryland Sea Grant Program, College Park, MD, 223-277.
- Claydon, J.A.B.; Calosso, M.C. & Traiger, S.B. (2012). Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 448: 119-129.
- Conover, D.O. & Munch, S.B. (2002). Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science*, 297: 94-96.
- Costa, J.R. & Ozeas, S. (2007). Anthropogenic nutrient pollution of coral reefs in Southern Bahia, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(4): 265-279.
- Côté, I.M.; Green, S.J. & Hixon, M.A. (2013). Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Biological Conservation*, 164: 50-61.
- Cowen, R.K.; Paris, C.B. & Srinivasan, A. (2006). Scaling of connectivity in marine populations. *Science*, 311: 522-527.
- Creed, J.C. & Amado-Filho, G.M. (1999). Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 235(2): 285-306.

-
- Crowder, L.B.; Hazen, E.L.; Avissar, N.; Bjorkland, R.; Latanich, C. & Ogburn, M.B. (2008). The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* p. 259-278.
- Da Cunha, A.B. & Dobzhansky, T. (1954). A further study of chromosomal polymorphism in *Drosophila willistoni* in its relation to the environment. *Evolution* 8: 119-134.
- D'Antonio, C.; Levine, J. & Thomsen, M. (2001). Ecosystem resistance to invasion and the role of propagule supply: a California perspective. *Journal of Mediterranean Ecology*, 2: 233-246.
- Danovaro, R.; Bongioni, L.; Corinaldesi, C.; Giocannelli, D.; Damiani, E.; Astolfi, P.; Greci, L. & Pusceddu, A. (2008). Sunscreens Cause Coral Bleaching by Promoting Viral Infections. *Environ Health Perspect*, 116(4): 441-447.
- Davies, A.G. (1978). Pollution studies with marine plankton; Part II. Heavy metals. *Advances in Marine Biology* 15: 381-508.
- Davis, D. & Tisdell, C. (1995). Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*, 26: 19-40.
- Dayton, P.K.; Thrush, S.F.; Agardy, M.T. & Hofman, R.J. (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5(3): 205-232.
- Denney, N.H.; Jennings, S. & Reynolds, J.D. (2002). Life history correlates of maximum population growth rates in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 269: 2229-2237.
- Diaz-Pulido, G. & McCook, L.J. (2003). Relative roles of herbivory and nutrients in the recruitment of coral-reef seaweeds. *Ecology*, 84(8): 2026-2033.
- Duursma, E.K. & Marchand, M. (1974). Aspects of organic marine pollution. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 12: 315-431. In: *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. Aberdeen University Press/Allen & Unwin: London.
- Fausch, K.D.; Taniguchi, T.; Nakano, S.; Grossman, G.D. & Townsend, C.R. (2001). Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five holarctic regions. *Ecological Applications* 11: 1438-1455.
- Feitosa, C.V.; Chaves, L.C.T.; Ferreira, B.P. & Araújo, M.E. (2012). Recreational fish feeding inside Brazilian MPAs: impacts on reef fish community structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92:1525-1533.
-

- Feitosa, J.L.L. (2014). *Ecologia da herbivoria por peixes-papagaio no Atlântico oeste: organização social, ontogenia e papel funcional*. (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Ferreira, B.P.; Maida, M. & Souza, A.E.T. (1995). Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandaré-PE. *Boletim Técnico Científico*. CEPENE 3(1): 211-230.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. & Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*, 31(7): 1093-1106.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A. & Coutinho, R. (2001). Community structure and habitat complexity in a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 353-369.
- Ferreira, C. E., Luiz, O. J., Floeter, S. R., Lucena, M. B., Barbosa, M. C., Rocha, C. R., & Rocha, L. A. (2015). First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS One*, 10(4), e0123002.
- Field, C.D. (1998). Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8): 383-392.
- Floeter, S.R. & Gasparini, J.L. (2000). The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. *Journal of Fish Biology*, 56(5): 1099-1114.
- Floeter, S.R. & Gasparini, J.L. (2001). The Brazilian endemic reef fishes. *Coral Reefs*, 19: 292-292.
- Fonseca, M.S.; Thayer, G.W. & Chester, A.J. (1984). Impact of scallop harvesting on eelgrass (*Zostera marina*) meadows: implications for management. *North American Journal of Fisheries Management*, 4: 286-293.
- Fox, H.E. & Erdmann, M.V. (2000). Fish yields from blast fishing in Indonesia. *Coral Reefs* 19:114-114.
- Freire, K.M. & Pauly, D. (2010). Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fisheries Research* 105(1): 57-62.
- Frid, A. & Dill, L.M. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6: 1-16.
- Friedlander, A.M. (2001). Essential fish habitat and the effective design of marine reserves: applications for marine ornamental fishes. *Aquarium Sciences and Conservation* 3: 135-150.

-
- Fu, C.; Mohn, R. & Fanning, L.P. (2001). Why the Atlantic cod (*Gadus morhua*) stock off eastern Nova Scotia has not recovered. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1613-1623.
- Gasparini, J.L.; Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L. & Sazima, I. (2005). Marine ornamental trade in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 14: 2883-2899.
- Gill, J.A. & Sutherland, W.J. (2000). Predicting the consequences of human disturbance from behaviour decisions. In: Gosling LM, Sutherland WJ (eds) *Behaviour and Conservation*. Cambridge: *Cambridge University Press*. p. 51-64.
- Goñi, R. (1998). Ecosystem effects of marine fisheries: An overview. *Ocean & Coastal Management*, 40: 37-64.
- Grosholz, E.D.; Ruiz, G.M.; Dean, C.A.; Shirley, K.A.; Maron, J.L. & Connors, P.G. (2000). The impacts of a nonindigenous marine predator in a California Bay. *Ecology* 81: 1206-1224.
- Grutter, A.; Murphy, J. & Choat, H. (2003). Cleaner Fish Drives Local Fish Diversity on Coral Reefs. *Current Biology*, 13: 64-67.
- Guillén, J.E.; Ramos, A.A.; Martínéz, L. & Sánchez Lizaso, J.L. (1994). Antitrawling reefs and the protection of *Posidonia oceanica* (L.) meadows in the western Mediterranean Sea: demands and aims. *Bulletin of Marine Science*, 55: 645-650.
- Hawkins, J.P.; Roberts, C.M. & Clark, V. (2000). The threatened status of restricted-range coral reef fish species. *Animal Conservation*, 3: 81-88.
- Haynes, D.; Muller, J. & Carter, S. (2000). Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef world heritage area and Queensland coast. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 279-287.
- Helfman, G.S. (2007). Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources. Washington: *Island Press*. p. 584.
- Hernandez, M.; Robinson, I.; Aguilar, A.; Gonzalez, L.M.; Lopez-Jurado, L.F.; Reyero, M.I.; Cacho, E.; Franco, J.; Lopez-Rodas, V. & Costas, E. (1998). Did algal toxins cause monk seal mortality. *Nature*, 393: 28-29.
- Hixon, M.A. (1991). Predation as a process structuring coral reef fish communities. In: Sale PF (ed) *The ecology of fishes on coral reefs*. San Diego: *Academic Press*, p. 475-508.
- Hoey, A.S. & Bellwood, D.R. (2010^a). Cross-shelf variation in browsing intensity on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 29: 499-508.
-

- Hoey, A.S. & Bellwood, D.R. (2010b). Among-habitat variation in herbivory on *Sargassum* spp. on a mid-shelf reef in the northern Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 157(1): 189-200.
- Holles, S.; Simpson, S.D.; Radford, A.N.; Berten, L. & Lecchini, D. (2013). Boat noise disrupts orientation behaviour in a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 485: 295-300.
- Horowitz, C. & Jasny, M. (2007). Precautionary management of noise: Lessons from the US Marine Mammal Protection Act. *Journal of International Wildlife law and Policy*, 10: 225-232.
- Hughes, T.P.; Rodrigues, M.J. Bellwood, D.R.; Ceccarelli, D.; Hoegh-Guldberg, O. McCook, L.; Moltschaniwskyj, N.; Pratchett, M.S.; Steneck, R.S. & Willis, B.L. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*, 17: 1-6.
- Hutchings, J.A. (1996). Spatial and temporal variation in the density of northern cod and a review of hypotheses for the stock's collapse. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 943-962.
- Hutchings, J.A. & Myers, R.A. (1994). What can be learned from the collapse of a renewable resource? Atlantic cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2126-2146.
- Hutchings, J.A. & Reynolds, J.D. (2004). Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *BioScience*, 54(4): 297-309.
- IBAMA. 2000-2007. Boletim Estatístico da Pesca Marítima e Estuarina do Nordeste do Brasil - 1999-2006. Tamandaré: Ministério do Meio Ambiente.
- IBGE, 1983-1991. Estatística da Pesca do Brasil 1980-1989. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Islam, M.S. & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48(7): 624-649.
- Jackson, J.B.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, H.S.; Pandolfi, J.M.; Peterson, C.H.; Steneck, R.S.; Tegner, M.J. & Warner, R.R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-637.
- Jennings, S.; Greenstreet, S.P.R. & Reynolds, J.D. (1999). Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68: 617-627.

-
- Jennings, S. & Kaiser, M.J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-352.
- Johnson, M.S. (1988). Founder effects and geographic variation in the land snail *Theba pisana*. *Heredity*, 61: 133-142.
- Johnston, M.W. & Purkis, S.J. (2011). Spatial analysis of the invasion of lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1218-1226.
- Jones, R.J. & Kerswell, A.P. (2003). Phytotoxicity of photosystem II (PSII) herbicides to coral. *Marine Ecology Progress Series*, 261: 149-159.
- Jung, C.A. & Swearer, S.E. (2011). Reactions of temperate reef fish larvae to boat sound. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21: 389-396.
- Kennedy, E.; Holderied, M.; Mair, J.; Guzman, H. & Simpson, S. (2010). Spatial patterns in reef-generated noise relate to habitats and communities: evidence from a Panamanian case study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 395: 85-92.
- Kjesbu, O.S. (1989). The spawning activity of cod, *Gadus morhua* L. *Journal of Fish Biology*, 34: 195-206.
- Kjesbu, O.S.; Solemdal, P.; Bratland, P. & Fonn, M. (1996). Variation in annual egg production in individual captive Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 610-620.
- Kornfield, I.; Sidell, B.D. & Gagnon, P.S. (1982). Stock definition in Atlantic herring (*Clupea harengus harengus*): genetic evidence for discrete fall and spring spawning populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 1610-1621.
- Kulbicki, M.; Beets, J.; Chabanet, P.; Cure, K.; Darling, E.; Floeter, S.R.; Galzin, R.; Green, A.; Harmelin-Vivien, M.; Hixon, M.; Letourneur, Y.; Lison de Loma, T.; McClanahan, T.; McIlwain, J.; MouTham, G.; Myers, R.; O'Leary, J.K.; Planes, S.; Vigliola, L. & Wantiez, L. (2012). Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Marine Ecology Progress Series* 446: 189-205.
- Lasso-Alcalá, O.M. & Posada, J.M. (2010). Presence of the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), on the coast of Venezuela, southeastern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*, 5: 53-59.
- Leis, J.M.; Siebeck, U. & Dixon, D.L. (2011). How Nemo Finds Home: The Neuroecology of Dispersal and of Population Connectivity in Larvae of Marine Fishes. *Integrative and Comparative Biology*, 51(5): 826-843.
-

- Lessa, R.F.; Santana, M. & Paglerani, R. (1999). Age, growth, and stock structure of the oceanic white tip shark, *Carcharhinus longimanus*, from the southwestern equatorial Atlantic. *Fisheries Research*, 42: 21-30.
- Levine, J.M.; D'Antonio, C.M. (1999). Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, 87: 15-26.
- Lewis, R.R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24(4): 403-418.
- Limbaugh, C. (1961). Cleaning symbiosis. *Scientific American*, 205(2): 42-49.
- Lodge, D.M. (1993). Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 133-137.
- Maida, M. & Ferreira, B.P. (1995). Luz, sedimentos e a formação de recifes. Simpósio sobre Processos Sedimentares e Problemas Ambientais na Zona Costeira Nordeste do Brasil.
- Maida, M.; Ferreira, B.P. & Bellini, C. (1995). Avaliação preliminar do recife da Baía do Sueste, Fernando de Noronha, com ênfase nos corais escleractíneos - *Boletim Técnico Científico CEPENE* 3: 37-47.
- Marques, S. & Ferreira, B.P. (2010). Composição e características da pesca de armadilhas no litoral Norte de Pernambuco - Brasil. *Boletim Técnico Científico CEPENE* 18: 49-60.
- McClanahan, T.R.; Cokos, B.A. & Sala, E. (2002). Algal growth and species composition under experimental control of herbivory, phosphorus and coral abundance in Glovers Reef, Belize. *Marine Pollution Bulletin* 44: 441-451.
- Medio, D.; Ormond, R.F.G. & Pearson, M. (1997). Effect of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation*, 79:91-95.
- Milazzo, M.; Anastasi, I. & Willis, T. J. (2006). Recreational fish feeding affects coastal fish behaviour and increases frequency of predation on damselfish *Chromis chromis* nests. *Marine Ecology Progress Series*, 310, 165-172.
- Mitton, J.B. & Koehn, R.K. (1975). Genetic organization and adaptive response of allozymes to ecological variables in *Fundulus heteroclitus*. *Genetics*, 79: 97-111.
- Monteiro-Neto, C.; Cunha, F.E.A.; Nottingham, M.C.; Araújo, M.E.; Rosa, I.L. & Barros, G.M.L. (2003). Analysis of the marine ornamental fish trade at Ceará State, northeast Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1287-1295.
- Moyle, P.B. & Light, T. (1996). Fish invasions in California: do abiotic factors determine success? *Ecology* 77: 1670-1675.

-
- Mumby, P.J. (2009). Phase shifts and the stability of macroalgal communities on Caribbean. *Coral Reefs*, 28(3): 761-773.
- Mumby, P.J.; Dahlgren, C.P.; Harborne, A.R.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; Brumbaugh, D.R.; Holmes, K.E.; Mendes, J.M.; Broad, K.; Sanchirico, J.N.; Buch, K.; Box, S.; Stoffle, R.W. & Gill, A.B. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science*, 311: 98-101.
- Myers, R.A.; Brown, K.G. & Barrowman, N.J. (1999). The maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 2404-2419.
- Myers, R.A.; Hutchings, J.A. & Barrowman, N.J. (1997). Why do fish stocks collapse? The example of cod in Atlantic Canada. *Ecological Applications*, 7: 91-106.
- Nedelec, S.L., Mills, S.C., Radford, A.N., Beldade, R., Simpson, S.D., Nedelec, B. & Côté, I.M. (2017a). Motorboat noise disrupts co-operative interspecific interactions, *Scientific Reports* 7: 6987.
- Nedelec, S.L., Radford, A.N., Pearl, L., Nedelec, B., McCormick, M.I., Meekan, M.G. & Simpson, S.D. (2017b). Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish. *Proc. R. Soc. B* 284: 20170143.
- Nottingham, M.C.; Cunha, F.E. & Monteiro-Neto, C. (2000). Captura de peixes ornamentais marinhos no Ceará. *Arquivos Ciências do Mar*, 33: 113-118.
- O'Brien, S.J.; Wildt, D.E.; Goldman, D.; Merrill, C.R. & Bush, M. (1983). The cheetah is depauperate in genetic variation. *Science*, 221: 459-462.
- Oren, U., Benayahu, Y., Lubinevsky, H., & Loya, Y. (2001). Colony integration during regeneration in the stony coral *Favia fava*. *Ecology*, 82(3), 802-813.
- Paiva, M.P. (1997). Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil. Fortaleza: Edições UFC.
- Patterson, K.L.; Porter, J.W.; Ritchie, K.B.; Polson, S.W.; Mueller, E.; Peters, E.C.; Santavy, D.L. & Smith, G.W. (2002). The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(13): 8725-8730.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R. & Torres, Jr.F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly, D.; Palomares, M.L.; Froese, R.; Sa-a, P.; Vakily, M.; Preikshot, D. & Wallace, S. (2001). Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 51-62.
-

- Pauly, D. & Palomares, M.L. (2005). Fishing down marine food webs: it is far more pervasive than we thought. *Bulletin of Marine Science*, 76(2): 197-211.
- Pauly, D. & Watson, R. (2005). Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360: 415-423.
- Pauly, D. & Zeller, D. (2015). Sea Around Us Concepts, Design and Data (searoundus.org).
- Pemberton, J.M. & Smith, R.M. (1985). Lack of biochemical polymorphism in British fallow deer. *Heredity*, 55: 199-207.
- Picciulin, M.; Costantini, M.; Hawkins, A.D. & Ferrero, E.A. (2012). Sound emissions of the Mediterranean damselfish *Chromis chromis* (Pomacentridae). *Bioacoustics*, 12: 236-238.
- Pinnegar, J.K.; Jennings, S.; O'Brien, C.M. & Polunin, N.V.C. (2002). Long-term changes in trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of Applied Ecology*, 39: 377-390.
- Planes, S. & Lecaillon, G. (1998). Consequence of the founder effect in the genetic structure of introduced island coral reef fish populations. *Biological Journal of the Linnean Society* 63: 537-552.
- Pope, J.G.; Shepherd, J.G. & Webb, J. (1994). Successful surf-riding on size spectra: the secret of survival in the sea. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 343: 41-49.
- Randall, J.E. (1987). Introductions of marine fishes to the Hawaiian Islands. *Bulletin of Marine Sciences*, 41: 490-502.
- Reusch, T.B.H. (1998). Native predators contribute to invasion resistance to the non-indigenous bivalve *Musculista senhousia* in southern California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 170: 159-168.
- Rezende, S.M.; Ferreira, B.P. & Frédou, T. (2003). A pesca de lutjanídeos no nordeste do Brasil: histórico das pescarias, características das espécies e relevância para o manejo. *Boletim Técnico Científico CEPENE*, 11: 1-17.
- Riegl, B. (2001). Degradation of reef structure, coral and fish communities in the Red Sea by ship groundings and dynamite fisheries. *Bulletin of Marine Science*, 69: 595-611.
- Riegl, B. & Luke, K.E. (1998). Ecological parameters of dynamited reefs in the northern Red Sea and their relevance to reef rehabilitation. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 488-498.

-
- Riegman, R. (1995). Nutrient-related selection mechanisms in marine plankton communities and the impact of eutrophication on the plankton food web. *Water Science Technology*, 32: 63-75.
- Robson, A.J. & Neal, C. (1997). A summary of regional water quality for Eastern UK Rivers. *The Science of the Total Environment*, 194/195: 15-37.
- Rodgers, K.S. & Cox, E.F. (2003). The effects of trampling on Hawaiian corals along a gradient of Human use. *Biological Conservation*, 112(2003): 383-389.
- Rodkin, R.; Pommerenck, K. & Reyff, J. (2012). Interim Criteria for Injury to Fish From Pile-Driving Activities: Recent Experiences. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 730: 545-549.
- Roupahel, A.B. & Inglis, G.J. (2001). "Take only photographs and leave only footprints"? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*, 100:281-287.
- Rubec, P. (1988). The need for conservation and management of Philippine coral reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 23: 141-154.
- Sadovy, Y.J. & Vincent, A.C.J. (2002). Ecological Issues and the Trades in Live Reef Fishes. In: Sale PF (ed) *Coral Reef Fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*. San Diego: *Academic Press*. p. 391-420.
- Saila, S.B.; Kocic, V.L. & McManus, J.W. (1993). Modeling the effects of destructive fishing practices on tropical coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 94: 51-60.
- Sazima, I.; Moura, R.L. & Sazima, C. (1999). Cleaning activity of juvenile angelfish, *Pomacanthus paru*, on the reefs of the Abrolhos Archipelago, western South Atlantic. *Environmental Biology of Fishes*, 56(4): 399-407.
- Sazima, I.; Sazima, C.; Francini-Filho, R.B. & Moura, R.L. (2000). Daily cleaning activity and diversity of clients of the barber goby, *Elacatinus figaro*, on rocky reefs in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 59(1): 69-77.
- Shiganova, T.A. (1998). Invasion of the Black Sea by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and recent changes in pelagic community structure. *Fisheries Oceanography*, 7: 305-310.
- Short, F.T. & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23: 17-28.
- Simpson, S.D.; Meekan, M.G.; McCauley, R.D. & Jeffs, A. (2004). Attraction of settlement-stage coral reef fishes to reef noise. *Marine Ecology Progress Series*, 276: 263-268.
-

- Simpson, S.D.; Radford, A.N.; Tickle, E.J.; Meekan, M.G. & Jeffs, A.G. (2005). Adaptative avoidance of reef noise. *PLoS ONE* 6(2): e16625.
- Slabbekoorn, H.; Bouton, N.; Opzeeland, I.; Coers, A.; Cate, C. & Popper, A.N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(7): 419 – 427.
- Smith, P.J. (1979). Esterase gene frequencies and temperature relationships in the New Zealand snapper *Chrysophrys auratus*. *Marine Biology*, 53: 305-310.
- Smith, P.J. (1987). Homozygous excess in sand flounder, *Rhornbosolea plebeia*, produced by assortative mating. *Marine Biology*, 95: 489-492.
- Smith, P.J.; Francis, R.I.C.C. & McVeagh, M. (1991). Loss of genetic diversity due to fishing pressure. *Fisheries Research*, 10(3): 309-316.
- Soulé, M.; Yang, S.Y.; Neiler, M.G.U. & Gorman, G.C. (1973). Island lizards: the genetic-phenetic variation correlation. *Nature*, 242: 191-193.
- Sweatman, H.P.A. (1995). A field study of fish predation on juvenile crown-of-thorns starfish. *Coral Reefs*, 14: 47-53.
- Tolimieri, N.; Jeffs, A. & Montgomery, J.C. (2000). Ambient sound as a cue for navigation by the pelagic larvae of reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 207: 219-224.
- Trippel, E.A. (1995). Age at maturity as a stress indicator in fisheries. *BioScience*, 45: 759-771.
- Upton, H.F. (1992). Biodiversity and conservation of the marine environment. *Fisheries* 17(3): 20-25.
- Uyarra, M. C., & Côté, I. M. (2007). The quest for cryptic creatures: impacts of species-focused recreational diving on corals. *Biological Conservation*, 136(1), 77-84.
- Verlaque, M. & Fritayre, P. (1994). Mediterranean algal communities are changing in face of the invasive alga *Caulerpa taxifolia*. *Oceanologica Acta*, 17: 659-672.
- Vincent, A.C.J. & Sadovy, Y. (1998). Reproductive ecology in the conservation and management of fishes. In: Caro T (ed) Behavioural Ecology and Conservation Biology. Oxford: Oxford University Press. p. 209-245.
- Wabnitz, C.; Taylor, M.; Green, E. & Razak, T. (2003). From Ocean to Aquarium: The global trade in marine ornamental species. Cambridge: UNEP-WCMC, p.64.
- Ward, R.D. & Beardmore, J.A. (1977). Protein variation in the plaice *Pleuronectes platessa* L. *Genetic Research*, 30: 45-62.

-
- Whitfield, P.E.; Gardner, T.; Vives, S.P.; Gilligan, M.R.; Courtenay, W.R.; Ray, G.C. & Hare, J.A. (2002). Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Marine Ecology Progress Series*, 235: 289–297.
- Wilcove, D.S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A. & Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48: 607–15.
- Wilkinson, C. (2008). *Status of coral reefs of the world: 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p.
- Wood, E.M. (1985). Exploitation of coral reef fishes for the aquarium trade. *Ross-on-Wye: Marine Conservation Society*. p. 121.
- Wood, E.M. (2001). Collection of Coral Reef Fish for Aquaria: Global Trade, Conservation Issues and Management Strategies. *Ross-on-Wye: Marine Conservation Society*. p. 80.
- Zaitsev, Y.P. (1992). Recent changes in the tropic structure of the Black Sea. *Fisheries Oceanography*, 1: 180–189.
- Zakai, D. & Chadwick-Furman, N.E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105:179–187.
-



PARTE II

Pernambuco: ecologia de peixes associados
aos ecossistemas costeiros

CAPÍTULO 3

Vista aérea da ocupação urbana em Tamandaré em 2017.

Foto: Pedro S. Pereira.



ASPECTOS AMBIENTAIS E SOCIOECONÔMICOS

Daniele Laura Bridi Mallmann, Caroline Vieira Feitosa e Maria Danise de Oliveira Alves

3.1. ASPECTOS AMBIENTAIS

O litoral de Pernambuco está inserido no setor da costa brasileira definido por Ab'Saber (2008) como “Litoral Oriental do Nordeste”. Suas características incluem a presença de praias arenosas estreitas e recortadas e de alinhamentos de recifes areníticos (*beachrocks*), característica fisiográfica mais marcante do setor. Tais recifes representam antigas linhas de praia, em muitos casos, cobertas por corais (Camargo, Araújo, Maida & Ushizima, 2007). Outra característica comum à região é a presença de rios de pequeno ou médio porte, formando estuários comumente bordejados por manguezais.

O clima da região é definido como tropical úmido, com precipitação pluviométrica anual em torno de 2000 mm (Lima, 2001) e duas estações bem definidas: chuvosa (inverno) e seca (verão). Normalmente, os meses de maio, junho e julho são os mais chuvosos, durante os quais se registram precipitações entre 70 a 75% do total anual. Já os meses de outubro, novembro e dezembro são os mais secos. A temperatura média anual oscila entre 24°C, nos meses de julho e agosto (considerados os menos quentes) e 27°C em fevereiro (o mês mais quente), apresentando pequena amplitude térmica (CPRH, 2003a). Os ventos dominantes são de E-SE, tendo velocidades médias entre 3 e 5 m/s ao longo do ano. Durante o inverno, predominam ventos de SE, os quais têm sua velocidade aumentada em relação à média anual (Manso, Coutinho, Guerra & Júnior, 2006).

A área apresenta um regime de maré semidiurno, sendo classificado quanto à amplitude como mesomaré, com variações médias de 1,4 m na quadratura e 2,2 m na sizígia (Luna, 2001). O clima de ondas se caracteriza pela predominância de ondas provenientes da direção SE, com altura significativa entre 1,5 a 2,0 m e período de pico predominante de 8 a 10 s. Existe ainda uma considerável variação sazonal, caracterizada por menores alturas de onda durante o verão e o início do outono, e maiores durante o inverno (Pereira & Nogueira-Neto, 2015).

A plataforma continental interna do litoral de Pernambuco apresenta um relevo suave, interrompido pela presença de canais e recifes de arenito paralelos à costa (Lima, 2003; Camargo, 2005). Sua quebra ocorre em torno de 34 km da costa (Araújo, Seaane & Coutinho, 2004), a profundidades entre 50 e 60 m (Michelli, 2002; Manso, Correa & Guerra, 2003), sendo considerada estreita. Suas águas são relativamente quentes e salinas (Manso, Correa & Guerra, 2003) e suas características sedimentológicas assemelham-se àquelas encontradas em toda a costa oriental do nordeste brasileiro, apresentando frações predominantes de areia e cascalho carbonático de origem biogênica, além de material terrígeno relacionado à contribuição fluvial (Mallmann, 2008).

Os recifes do Brasil apresentam particularidades, pois em muitos casos não formam recifes de corais verdadeiros e não apresentam as zonas distintas observadas nos ecossistemas recifais em outras localidades (Leão, Araújo & Nolasco, 1988). São registrados apenas afloramentos de comunidades coralíneas sobre um substrato consolidado, as quais estão limitadas à região Nordeste, se estendendo desde o Maranhão até o sul da Bahia (Laborel, 1969; Leão, 1996), onde são encontradas as maiores e mais ricas formações de todo o Atlântico Sul Ocidental (Leão, 1994), associadas ao banco dos Abrolhos. Contudo, nos estados do Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas também ocorrem bancos recifais de formatos e dimensões variadas, estando estes associados às formações areníticas (Leão & Dominguez, 2000).

Os recifes de arenito presentes no litoral de Pernambuco ocorrem paralelamente à costa e em diferentes profundidades, servindo como um sistema de proteção costeira natural (Ferreira Júnior, 2010) e podendo emergir durante as baixamares (Mabesoone, 1964; Laborel, 1970). Adicionalmente, tais estruturas, cuja formação sugere-se que tenha ocorrido durante o Holoceno, servem como substrato para o assentamento de recifes biogênicos, os quais geralmente apresentam o topo erodido e a crista externa composta, principalmente, por algas calcárias e moluscos vermetídeos (Laborel, 1969). É comum a ocorrência do hidrocoral conhecido como coral-de-fogo (*Millepora alcicornis*) junto à crista. A cobertura do topo é composta, em sua maioria, pelo zoantídeo *Palythoa caribaeorum*, conhecido vulgarmente como baba-de-boi, e pelos corais hermatípicos *Siderastrea* sp. e *Favia graviga*. Nas paredes, observa-se ainda a presença da espécie *Mussismilia harttii* e, mais ao fundo, *Montastrea cavernosa* (Laborel, 1970; Maida & Ferreira, 1997).

3.2. ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS

A zona costeira de Pernambuco representa cerca de 4% do território nacional, onde estão concentrados 43,8% da população do estado (Manso, Coutinho, Guerra & Junior, 2006). Este fato confere à área a maior densidade demográfica da zona costeira brasileira (Marroni & Asmus, 2005). A região apresenta grande valor ambiental e notável beleza cênica, além de exercer um importante papel econômico em função dos inúmeros recursos naturais ali presentes, entre os quais se destacam as praias. Como consequência, sofre com a ocupação desordenada e com os impactos da pesca e do turismo (Cunha, 2005), resultando na descaracterização de segmentos e ambientes costeiros.

Na primeira década dos anos 2000, a economia de Pernambuco, antes estagnada por um período considerável, teve indícios de recuperação e crescimento, apresentando um desempenho relativo superior à média dos demais estados localizados no nordeste do Brasil. Isso ocorreu especialmente em função das oportunidades criadas pela localização e pela atração de investimentos carreados pela existência de um Complexo Industrial Portuário (SUAPE), situado no litoral sul do estado (Lima, Abraham & Padilha, 2007). O empreendimento objetivou, entre outros, a geração de empregos e a arrecadação de impostos, além da redução do transporte rodoviário de cargas na Região Metropolitana do Recife. Entretanto, tal como se espera em todo empreendimento desta natureza, sua instalação trouxe profundas modificações na paisagem e nos ecossistemas costeiros.

3.3 SETORIZAÇÃO

No contexto geográfico em que se situa o litoral de Pernambuco, suas características naturais e socioeconômicas permitem dividir sua faixa costeira de 187 km de extensão em três segmentos: litoral norte, litoral central e litoral sul (Figura 3.1), cuja descrição é feita a seguir.

3.3.1. LITORAL NORTE

O litoral norte de Pernambuco compreende os municípios de Goiana, Itapissuma, Ilha de Itamaracá, Igarassu, Abreu e Lima e Paulista, quatro dos quais - Goiana, Paulista, Ilha de Itamaracá e Igarassu - estão em contato direto com o

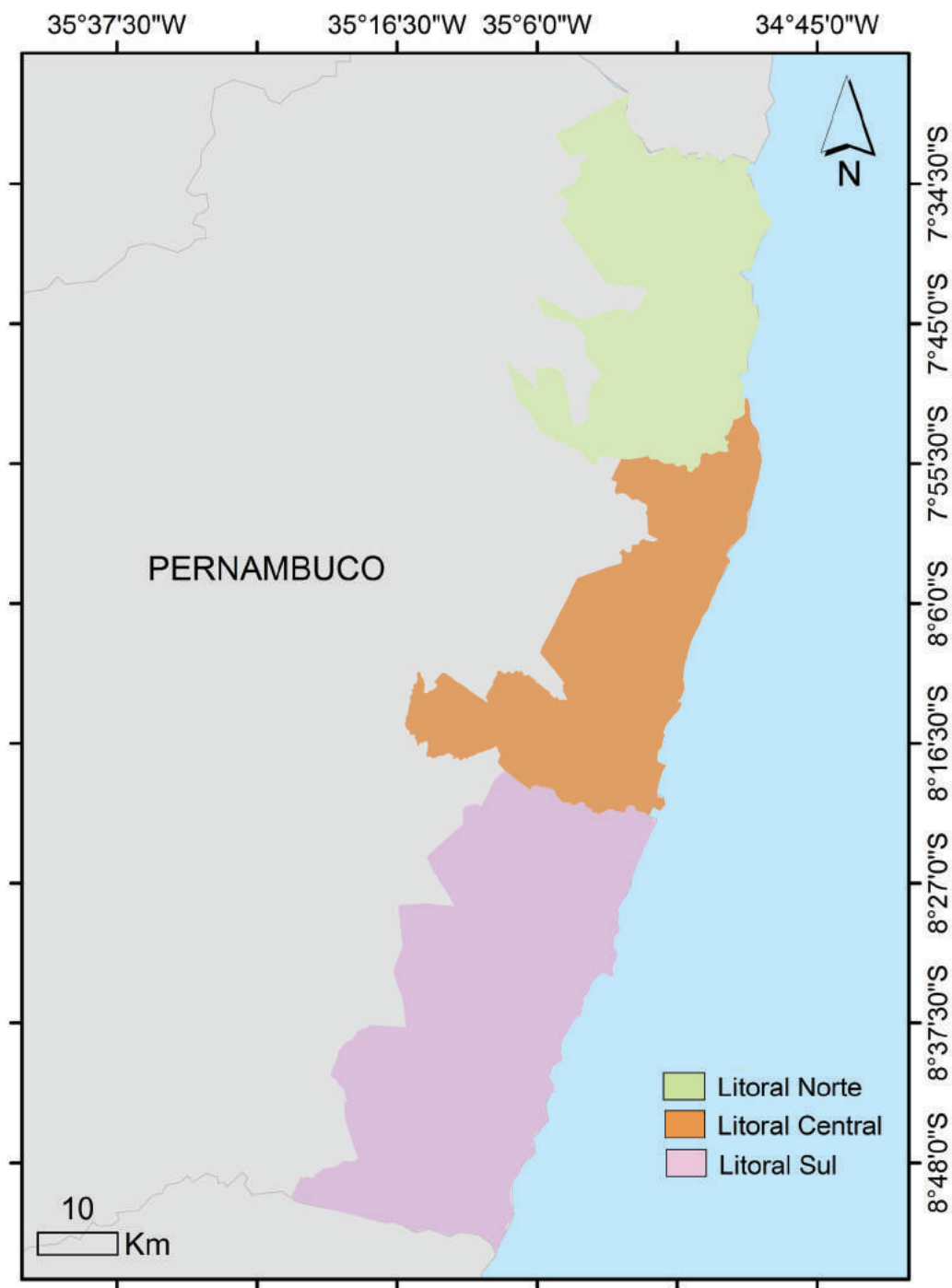


Figura 3.1 – Setorização do litoral de Pernambuco segundo características naturais e socioeconômicas.

oceano. Itapissuma e Abreu e Lima recebem indiretamente a influência marinha por meio do Canal de Santa Cruz (Mallmann, Nunes, Sá & Araújo, 2011) e do Rio Timbó. A extensão do litoral destes municípios soma cerca de 58 km (31% da costa pernambucana), onde se encontram praias cuja ocupação ainda não é tão densa quanto nos demais setores - até o ano de 2007, pouco mais de 20% da extensão se encontrava ocupada (Araújo *et al.*, 2007). A população dos seis municípios, segundo a estimativa de 2016 (IBGE Cidades, 2017) era de 668.895 habitantes.

De acordo com a EMPETUR (1998), a maior parte da ocupação do setor Norte se dá através de casas de veraneio ou segunda residência, comunidades locais (vilas de pescadores) e comércio formal (bares, restaurantes e hotéis) ou informal (ambulantes e palhoças). A Ilha de Itamaracá se destaca no contexto turístico do litoral norte do estado, especialmente devido ao Forte Orange (ponto de relevância histórica) e à Coroa do Avião, ilhota formada a partir de um banco arenoso que serve como base para atividades de lazer e turismo, especialmente aos finais de semana e feriados. Este local também possui grande importância ecológica, com registro de cerca de 50 espécies de aves marinhas, algumas das quais migratórias (Azevedo-Jr., 1992; Azevedo-Jr., 1998).

O setor apresenta praias com declive suave, extensas planícies de marés e os maiores manguezais do estado, associados aos estuários que ali se localizam, a saber: complexo estuarino Goiana-Megaó; Rio Itapessoca; Rio Jaguaribe e Canal de Santa Cruz - formado pelos rios Arataca, Botafogo, Maniquara e Igarassu. No litoral norte, os recifes orgânicos ocorrem sobre bancos de arenito e apresentam dimensões variáveis (aproximadamente de 1 a 4 km de extensão), com ocorrência mais expressiva junto às praias de Ponta de Pedras (Goiana), Conceição e Maria Farinha (Paulista), Jaguaribe e Sítio Pilar (Itamaracá) (CPRH, 2003a).

3.3.2. LITORAL CENTRAL

O litoral central representa aproximadamente 22,5% (cerca de 42 km) da extensão litorânea do estado e caracteriza-se pela intensa urbanização, com grau de ocupação superior a 50% (Araújo *et al.*, 2007) e uma população em torno de 2.909.488 pessoas (IBGE Cidades, 2016). O acesso às praias se dá por vias urbanas e a ocupação se constitui de residências (casas e edifícios), comércio formal e informal, marinas e pelo Porto do Recife. O turismo no local é facilitado pela

acessibilidade, infraestrutura de apoio e atrações complementares ao turismo de sol e mar, entre as quais se destacam a gastronomia, a cultura, os negócios, entre outros. As principais atividades recreativas desenvolvidas no local são a pesca, o iatismo, os passeios de barco e o mergulho (Mallmann, Nunes, Sa & Araújo, 2011).

Este setor do litoral é formado pelos municípios de Olinda, Recife, Jaboatão dos Guararapes e Cabo de Santo Agostinho, nos quais se destacam a presença de segmentos costeiros retilíneos com praias arenosas urbanizadas e de estuários e complexos estuarinos de menor porte, porém não menos importantes. Entre as praias arenosas, destacam-se as de Boa Viagem, Piedade e Paiva, localizadas nos municípios de Recife, Jaboatão dos Guararapes e Cabo de Santo Agostinho, respectivamente. No litoral central ocorre ainda boa parte das dunas do estado, as quais são incipientes e esparsas. Por outro lado, trata-se do setor do litoral que mais sofre com o processo erosivo. É comum a supressão de setores do sistema praial, em especial da pós-praia, em geral decorrente da ocupação desordenada. Adicionalmente, obras de engenharia costeira interferem na paisagem e no balanço sedimentar da região.

3.3.3. LITORAL SUL

O litoral sul abrange os municípios de Ipojuca, Sirinhaém, Rio Formoso, Tamandaré, Barreiros e São José da Coroa Grande. Apresenta uma costa recortada em função da presença do embasamento cristalino, que aflora em alguns pontos, mas também dos recifes próximos à costa, os quais conferem às praias a forma de embaixamentos segmentados por pontais arenosos (Mallmann, Nunes, Sá & Araújo, 2011). Os recifes orgânicos, de morfologia irregular, localizam-se próximos à costa, ocorrendo de forma mais expressiva junto às praias de Itapuama (Cabo de Santo Agostinho) e São José da Coroa Grande (município homônimo) e nos trechos entre as praias de Porto de Galinhas e Ponta de Serrambi, da Camela (Ipojuca) e do Porto (Barreiros) (CPRH, 2003b), além de ocorrências significativas no município de Tamandaré. Entre os municípios que compõem o trecho sul, totalizando cerca de 46,5% (87 km) do litoral pernambucano, apenas Rio Formoso não está em contato direto com o oceano.

No setor são encontrados praias, restingas, manguezais, várzeas fluviais, margens e terraços marginais aos cursos dos rios (CPRH, 2003b). A linha de costa

apresenta-se bastante irregular, destacando-se na região feições como tômbolos, terraços marinhos, enseadas, restingas, desembocaduras de rios perenes e afloramentos rochosos (Costa, 2002).

Cerca de 30% do litoral sul de Pernambuco encontra-se ocupado (Araújo *et al.*, 2007), especialmente por equipamentos (infra-estruturas e serviços) relacionados ao veraneio (EMPETUR, 1998). A população estimada neste setor é de 246.816 habitantes (IBGE Cidades, 2016). As praias de Porto de Galinhas (Ipojuca), Toquinho (Sirinhaém), Campas (Tamandaré) e São José da Coroa Grande (município homônimo) destacam-se como as mais ocupadas. As atividades recreativas/comerciais principais incluem a pesca, o iatismo, os passeios de barco e jangada, o mergulho e o surfe. A estrutura de apoio ao turismo está representada formalmente por hotéis, *resorts*, bares e restaurantes, enquanto que no comércio informal destacam-se os ambulantes. Trata-se de uma área de grande beleza cênica, motivo pelo qual vem recebendo aporte de recursos no desenvolvimento e ampliação de empreendimentos turísticos (Projeto Costa Dourada, Prodetur I e II, por exemplo), além de grande afluxo de turistas ao longo de todo ano.

Nesta região, o avanço do desmatamento acentua o processo de fragmentação das matas remanescentes e a caça indiscriminada, a qual ocorre especialmente em áreas próximas aos assentamentos rurais e aglomerados urbanos, podem ser considerados como alguns dos fatores que ameaçam a diversidade faunística (Tabarelli, Mantovani & Peres, 1999). A cana-de-açúcar ocupa a maior parte das terras localizadas à retrocosta e se concentra nos municípios de Ipojuca e Sirinhaém. Nestas áreas, a mesma é cultivada em sistema de monocultura e produzida em grandes propriedades. Por sua vez, a atividade industrial concentra-se nos municípios de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca, nos quais se localiza o Complexo Industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros (SUAPE). Outra atividade praticada no litoral sul de Pernambuco é a aquicultura. Viveiros distribuem-se pelos estuários dos rios Formoso e Ilhetas, ocupando em geral, áreas próximas aos manguezais.

A área compreendida entre os municípios de Rio Formoso, Tamandaré, Barreiros e São José da Coroa Grande (limite sul do estado) apresenta uma rica fauna de corais, sendo que as espécies mais representativas, entre as construtoras de recifes, são *Mussismilia harttii* e *Montastrea cavernosa* (Maida & Ferreira, 2004). Quanto à proteção ecossistêmica, o fácil acesso às áreas recifais intensificou

os problemas de conservação nessa região, sendo proposta a criação, em 1997, da maior Unidade de Conservação (UC) marinha do Brasil, a Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC). Tal UC se estende por mais de 130 km da costa, entre Tamandaré (em Pernambuco) e Maceió (em Alagoas) e foi formalizada pelo Decreto Federal s/n, datado de 23 de outubro de 1997. Sua manutenção vem, desde então, influenciando positivamente as populações que ali ocorrem.

Ainda no que se refere à conservação de ecossistemas, nos municípios de Rio Formoso, Sirinhaém e Tamandaré foram criados instrumentos legais para garantir, simultaneamente, a proteção ao meio ambiente e o uso regulado dos recursos naturais. Como impacto positivo destas ações, pode-se mencionar a adoção de uma política de proteção rigorosa dos recursos ambientais destas localidades, por meio do Plano de Gestão da Área de Proteção Ambiental de Guadalupe. A referida Unidade de Conservação foi criada por meio do Decreto Estadual nº 19.635, de 13 de março de 1997 e é bastante heterogênea, tanto sob o ponto de vista ambiental quanto socioeconômico, possuindo em sua área moradias, casas de veraneio, assentamentos rurais, engenhos, atividades de pesca, agricultura e turismo e protegendo ambientes que incluem manguezais, remanescentes da mata atlântica, restinga e recifes (CPRH, 1998).

3.4. OS RECIFES ESTUDADOS DO LITORAL SUL DE PERNAMBUCO

Em função da relevância ecológica e das suas características de uso e ocupação, a área contemplada como foco deste livro integra o Setor Sul do litoral de Pernambuco, compreendendo três sítios: os recifes localizados junto às praias de Porto de Galinhas (Ipojuca), Serrambi (Ipojuca) e São José da Coroa Grande (Figura 3.2). De acordo com Santos (2013), a profundidade média nas piscinas estudadas varia bastante entre as praias, com os maiores valores em São José da Coroa Grande ($5,5 \pm 1,0\text{m}$) e os menores em Serrambi ($1,7 \pm 0,2\text{m}$). A maioria dos pontos investigados pode ser descrito como estruturas recifais semifechadas, indicando grau intermediário de exposição à energia de ondas e correntes e apresentando substratos com rugosidades similares. No que se refere à cobertura do substrato, é dominada pelas algas calcárias (articuladas e incrustantes), seguida pelas algas cilíndricas e pelo substrato descoberto. As algas foliáceas e filamentosas apresentaram valores baixos de cobertura. A seguir é feita uma breve descrição de cada um dos sítios investigados.



Figura 3.2 – Pontos escolhidos como área de estudo do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) “Peixes como ferramenta para avaliação do avanço de ações antrópicas na costa sul de Pernambuco”.

3.4.1. PORTO DE GALINHAS

A Praia de Porto de Galinhas está localizada no município de Ipojuca, o qual possui área total de 527.107 km² e população estimada de 92.965 habitantes, resultando numa densidade demográfica de cerca de 176,37 habitantes/km². Esta praia é do tipo arenosa, urbana e parcialmente protegida por corpos recifais de origem biológica (Figura 3.3). Sua pendente é suave e o sedimento predominante é a areia fina.

A formação recifal desta região é costeira, com fácil acesso mesmo durante a preamar. Estes recifes apresentam grande complexidade e ocorrem sob a forma de uma estrutura paralela à linha de costa e em franja, com piscinas entre as bancadas que variam em profundidade entre 1,5 e 8 m e apresentam sedimentos predominantemente lamosos. A cobertura recifal caracteriza-se pela predominância de macroalgas e zoantídeos e pela baixa cobertura de corais e hidróides calcificados (Barradas *et al.*, 2010).

A atividade turística e de lazer na região é intensa, principalmente pela presença de piscinas naturais mais próximas à linha de costa, consistindo no principal destino turístico dos visitantes que chegam ao estado de Pernambuco. Por esta razão, a Praia de Porto de Galinhas é indiscutivelmente a mais impactada dentre as três estudadas, tendo como principais ameaças o turismo insustentável, a alta especulação imobiliária e as atividades pesqueiras direcionadas ao ambiente recifal, tais como a caça subaquática e as pescas de linha e anzol. Na região é ainda praticada a captura ilegal e de grande impacto ambiental de polvos, realizada com o uso de substâncias químicas.

3.4.2. SERRAMBI

Tal como a localidade anteriormente descrita, o Pontal de Serrambi se localiza no município de Ipojuca. Trata-se de uma praia semiabrigada pela presença de recifes biogênicos (Figura 3.4) e de dois espigões artificiais ali construídos no intuito de conter o processo erosivo. Sua sedimentologia é constituída predominantemente por areia fina e o relevo apresenta declive suave.

Os recifes de Serrambi são do tipo franja e possuem cerca de 2 km de extensão e 0,7 km de largura (em sua porção mais larga), possuindo formação arenítica

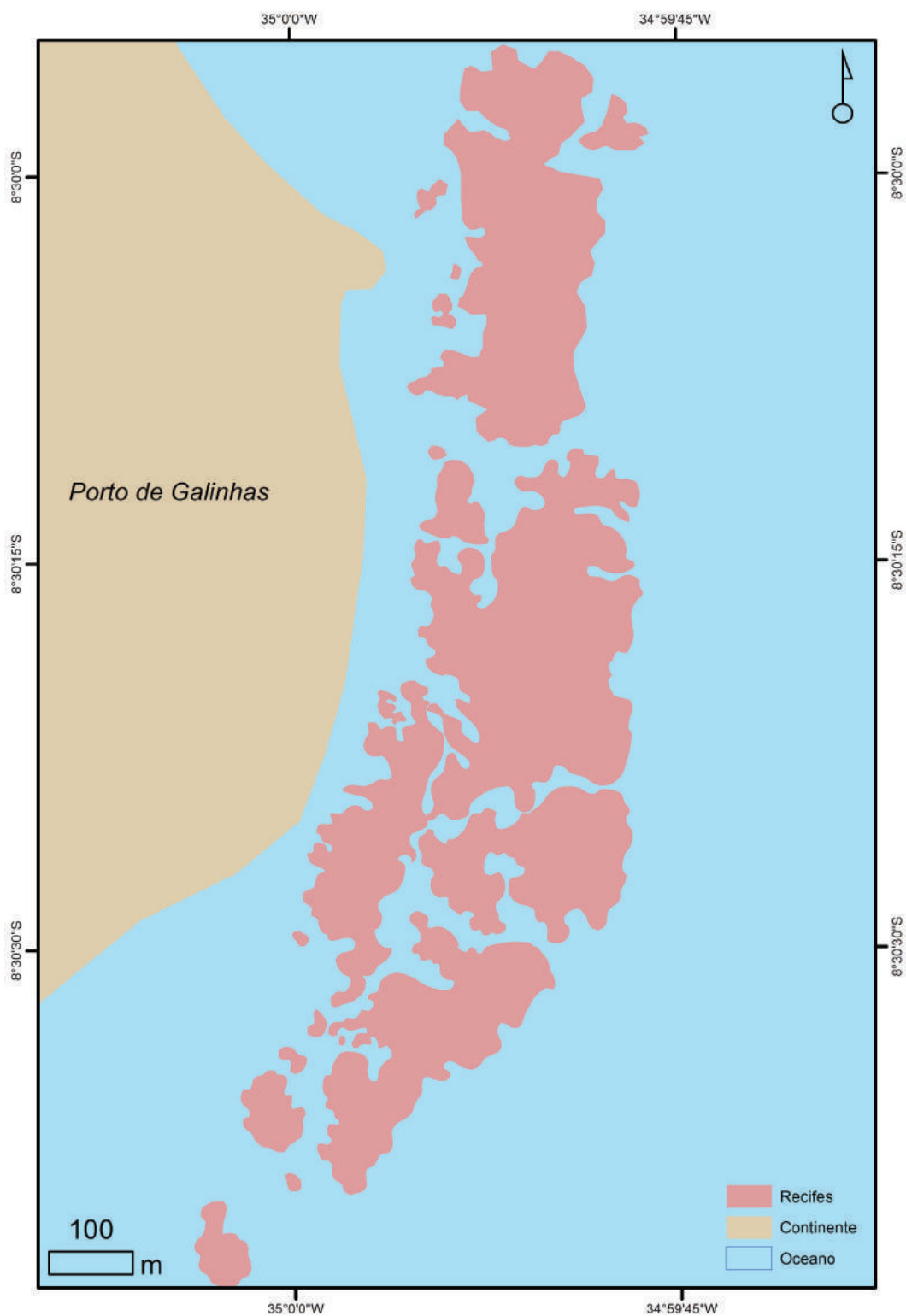


Figura 3.3 – Recifes de Porto de Galinhas.

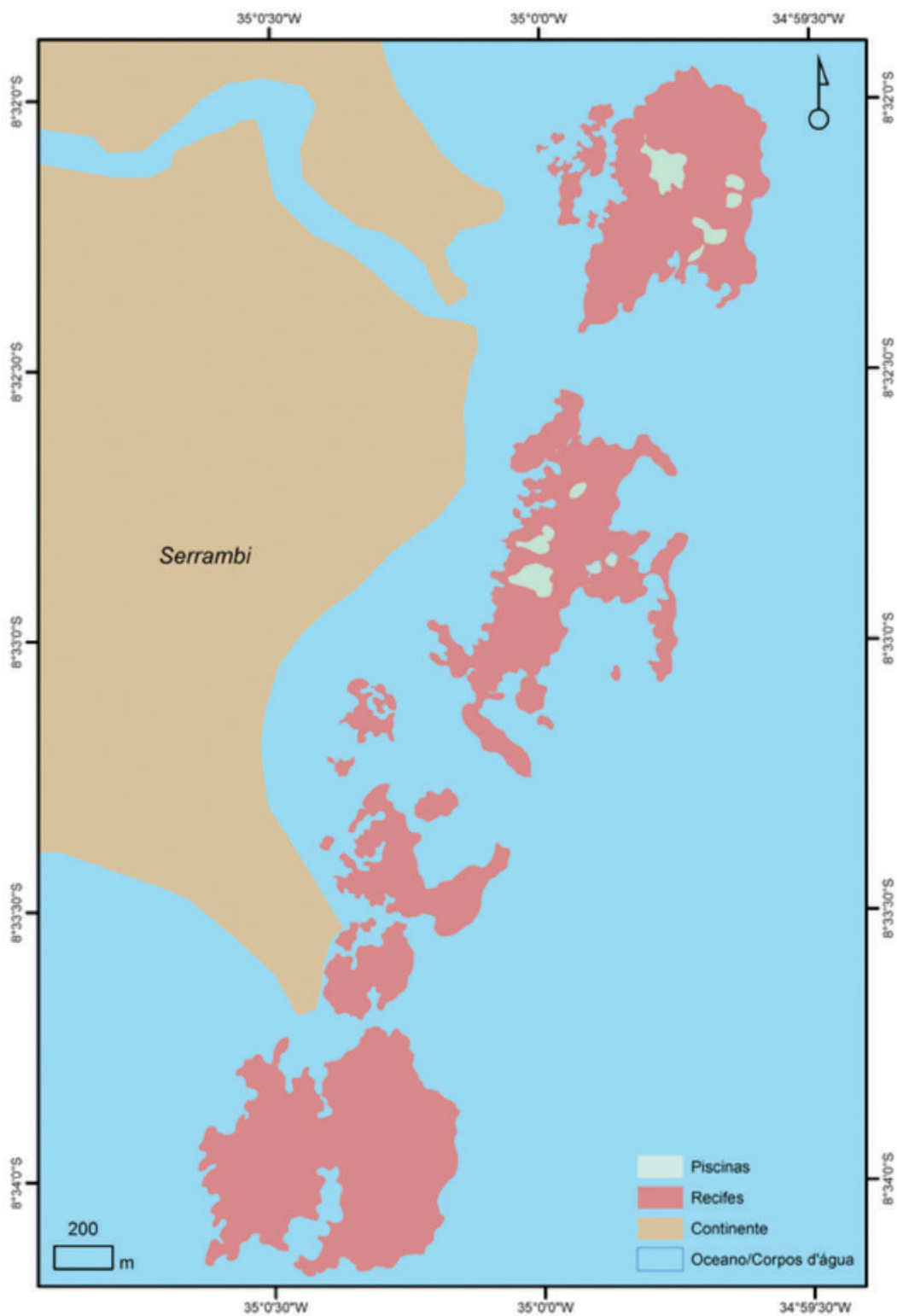


Figura 3.4 – Recifes de Serrambi.

e cobertura orgânica. A bancada recifal encontra-se entre dois rios, sendo ao norte e mais próximo o Rio Maracaípe, o qual divide as praias de Serrambi e Maracaípe, e ao sul, o Rio Sirinhaém a aproximadamente 7,5 km de distância.

No que se refere à acessibilidade, mesmo a uma distância da costa relativamente grande, há acesso aos recifes durante as baixamares. Tanto os recifes de Porto de Galinhas como os de Serrambi possuem áreas mais rasas, nas quais parte da bancada fica emersa durante a baixamar e submersa durante a preamar. Na baixamar há formação de piscinas naturais, cuja profundidade varia entre 0,8 e 2,5 m. Os sedimentos ali presentes são predominantemente arenosos.

Nesta região são realizadas atividades como turismo, lazer e mergulho, contando ainda com um *resort*. Em termos de impactos, os recifes de Serrambi constituem uma área intermediária, com práticas como a pesca artesanal, o turismo de veraneio, o tráfego de embarcações turísticas e o mergulho recreacional, as quais são intensificadas durante o verão.

3.4.3. SÃO JOSÉ DA COROA GRANDE

A Praia de São José da Coroa Grande (Figura 3.5) se limita ao sul com o estado de Alagoas e está localizada no município homônimo. Trata-se de uma praia arenosa dissipativa parcialmente protegida por corpos recifais posicionados paralelamente à linha de costa.

Os recifes ali presentes apresentam canais que variam em profundidade entre 2,5 e 12 m e substrato com cobertura predominantemente biogênica, com fragmentos de corais e conchas. Trata-se do sítio que apresenta menor grau de exposição durante a baixamar e cuja distância dos recifes a partir da costa é maior, com visitação aos recifes restrita às embarcações.

A área constitui a menos pressionada pelo turismo entre as três investigadas, razão pela qual apresenta menos interferências. Ali, embora haja registro de pesca artesanal, o impacto do turismo de veraneio é menor devido à maior distância dos recifes a partir da costa, o que dificulta o acesso dos turistas.

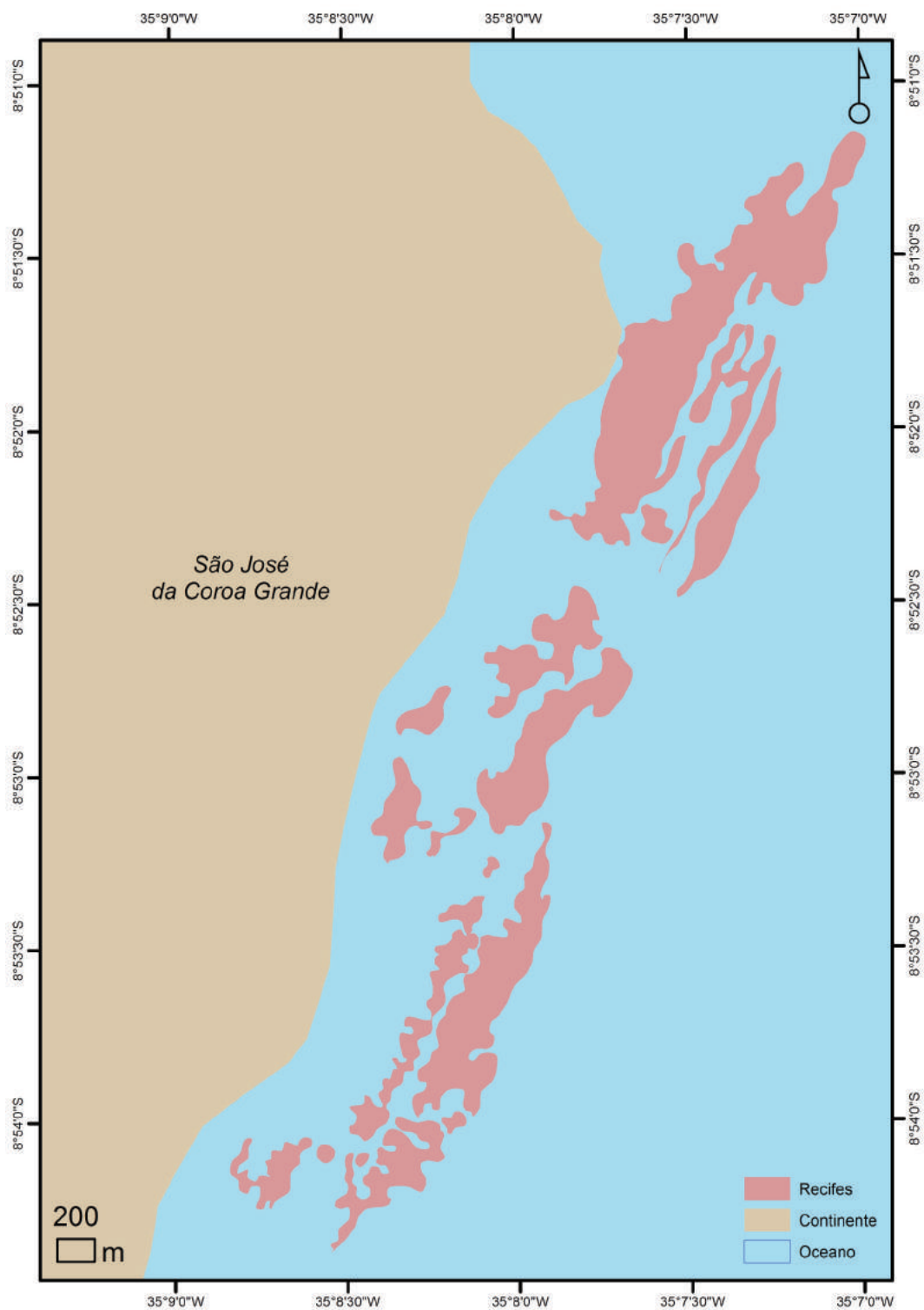


Figura 3.5 – Recifes de São José da Coroa Grande.

3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O litoral de Pernambuco apresenta um rico mosaico de ecossistemas, resultantes de processos tectônicos, geológicos, climáticos, oceanográficos e ecológicos, ocorridos ao longo do tempo, que resultaram em características ambientais bem definidas nas suas porções norte, centro e sul. Os ecossistemas ali encontrados apresentam funções ambientais relevantes, possuindo elevado valor paisagístico e servindo como habitat para inúmeras espécies costeiras e marinhas, algumas das quais ameaçadas, tais como o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*), o mero (*Epinephelus itajara*), o boto cinza (*Sotalia guianensis*) e as tartarugas-marinhas das espécies *Chelonia mydas* (verde), *Caretta caretta* (cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (pente) e *Lepidochelys olivacea* (oliva).

Nos últimos anos, a intervenção humana tem pressionado a zona costeira do estado, seja pela ocupação do litoral ou pelas atividades nele desenvolvidas, adicionando complexidade à morfologia e ao funcionamento dos ambientes que ali ocorrem. Desta forma, o grande desafio para gestão costeira no estado de Pernambuco no momento é compatibilizar a manutenção da integridade e da qualidade ambiental do litoral com a forte pressão antrópica exercida por uma economia que depende em grande parte de atividades baseadas no uso do litoral (turismo, navegação, logística portuária, pesca artesanal, entre outras). Esta tarefa constitui um grande desafio, não só para os gestores costeiros, mas também para acadêmicos e sociedade em geral.

Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A.N. (2008). *O Litoral do Brasil*. São Paulo: Ed. Metalivros.
- Araújo, T.C.M.; Seaane, J.C.S. & Coutinho, P.N. (2004). Geomorfologia da Plataforma Continental de Pernambuco. In: Eskinazi-Leça, E.; Neumann-Leitão, S. & Costa, M. F. Oceanografia, um cenário tropical. Recife: Ed. Bagaço.
- Araújo, M.C.B.; Souza, S.T.; Chagas, C.; Barbosa, S.C.T. & Costa, M. (2007). Análise da ocupação urbana das praias de Pernambuco, Brasil. *Gerenc. Cost. Integr.*, 7: 97-104.
- Azevedo-Júnior, S.M. (1992). Anilhamento de aves migratórias na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Caderno Ômega da Universidade Federal Rural de Pernambuco - Série Ciências Aquáticas*, 3: 31-47.
-

- Azevedo-Júnior, S.M. (1998). As aves do Canal de Santa Cruz, Pernambuco Brasil. *Caderno Ômega da Universidade Federal Rural de Pernambuco - Série Biologia*, 5: 35-50.
- Barradas, J.I.; Amaral, F.D.; Hernández, M.I.M.; Montes, M.J.F. & Steiner, A.Q. (2010). Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. *Biotemas*, 23 (2): 61-67.
- Camargo, J.M.R. (2005). *Mapeamento sonográfico da plataforma continental adjacente ao município de Tamandaré, Pernambuco, Brasil* [Dissertação de Mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Camargo, J.M.R.; Araújo, T.C.M.; Maida, M. & Ushizima, T.M. (2007). Morfologia da Plataforma Continental Interna Adjacente ao Município de Tamandaré, Sul de Pernambuco, Brasil. *Rev. Bras. Geof.*, 25(1):79-89.
- Costa, J.A. (2002). *Sedimentologia, hidrodinâmica e vulnerabilidade das praias no trecho entre a foz do Rio Mamucaba (Tamandaré - PE) e a foz do Rio Persinunga (São José da Coroa Grande - PE)* [Dissertação de mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- CPRH (1998). *Diagnóstico socioambiental da APA de Guadalupe*. Acessado em 11 de agosto de 2017 em: http://www.cprh.pe.gov.br/unidades_conservacao/Uso_Sustentavel/APA_Guadalupe/40042%3B40643%3B223901%3B0%3B0.asp
- CPRH (2003a). *Diagnóstico Socioambiental do Litoral Norte de Pernambuco*. Acessado em 30 de outubro de 2013 em http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/22_Clima.pdf.
- CPRH (2003b). *Diagnóstico Sócio-ambiental do Litoral Sul de Pernambuco*. Acessado em 30 de outubro de 2013 em http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/2diagnostico_ambiental.pdf
- Cunha, I. (2005). Desenvolvimento Sustentável na Costa Brasileira. *Revista Galega de Economia*, 14: 1-14.
- EMPETUR - Empresa Pernambucana de Turismo (1998). Inventário do potencial turístico de Pernambuco. CD-ROM.
- Ferreira Júnior, A.V. (2010). *Mapeamento e estudo petrológico dos arenitos de praia (beachrocks): evidências da variação do nível do mar no Holoceno na costa central de Pernambuco*. [Tese de doutorado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.

-
- IBGE Cidades – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2016). Acessado em 19 de fevereiro de 2017 em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/index.php>.
- Laborel, J. (1969). Madreporaires et hydrocoralliaires récifaux des côtes Brésiennes. Systématique, écologie, répartition verticale et géographique. *Annls Inst océanogr.* Paris. 47: 171-229.
- Laborel, J. (1970). Les peuplements de madréporaires des cotes tropicales du Brésil. *Annales de L'Université D'Abidjan*, Série E, 2(3): 1-260.
- Leão, Z.M.A.N., Araújo, T.M.F. & Nolasco, M.C. (1988). The coral reefs off the coast of Eastern Brazil. *Proc. 6th Int. Coral Reef Symp.*, 3: 339-347.
- Leão, Z.M.A.N. (1994) The coral reefs of Southern Bahia. In: Hetzel, B.; Castro, C.B. Corals of southern Bahia. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Leão, Z.M.A.N. (1996) The coral reefs of Bahia: morphology, distribution and the major environmental impacts. *Anais Acad. bras. Ciênc.* 68(3): 339-452.
- Leão, Z.M.A.N. & Dominguez, J.M.L. (2000). Tropical Coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 112-122.
- Lima, D.C.C. (2001). *Delimitação da linha de costa atual e zoneamento da faixa litorânea como contribuição à gestão costeira do município de Tamandaré, Pernambuco, Brasil* [Monografia de Especialização]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Lima, D.C.C. (2003). *Aplicação de imagem do satélite LANDSAT TM5 e de fotografias aéreas verticais para o mapeamento dos recifes costeiros e análise dos processos físicos litorâneos relacionados (Tamandaré, PE, Brasil)* [Dissertação de Mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Lima, J.P.R.; Abraham, B.S. & Padilha, M.F.F.G. (2007). Economia de Pernambuco: transformações recentes e perspectivas no contexto regional globalizado. *Revista Econômica do Nordeste*, 38(4).
- Luna, F.O. (2001). *Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (Trichechus manatus manatus) no litoral norte do Brasil* [Dissertação de Mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Mabesoone, J.M. (1964). Origin and age of the sandstone reefs of Pernambuco (northeastern Brazil). *J. Sed. Petrol.* 34(4): 715-726.
- Maida, M. & Ferreira, B.P. (1997) Coral reefs of Brazil: an overview. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, Panama 1: 263-274.
-

- Maida, M. & Ferreira, B.P. (2004). Os recifes de coral brasileiros. In: Eskinazi-Leça, E.; Neumann-Leitão, S. & Costa, M.F. Oceanografia, um cenário tropical. Recife: Ed. Bagaço.
- Mallmann, D.L.B. (2008). *Vulnerabilidade do litoral sul de Pernambuco à erosão* [Dissertação de Mestrado]. *Pernambuco, Brasil*. [Dissertação de Mestrado]. Recife.
- Mallmann, D.L.B.; Nunes, K.C.; Sa, L.A. & Araújo, T.C.M. (2011). *Atlas de sensibilidade ambiental ao óleo do litoral de Pernambuco*. Recife (PE): Linceu.
- Manso, V.A.V.; Correa, I.C.S. & Guerra, N. (2003). Morfologia e Sedimentologia da Plataforma Continental Interna entre as Praias Porto de Galinhas e Campos - Litoral Sul de Pernambuco, Brasil. *Pesq.Geoc.*, 30(2): 17-25.
- Manso, V.A.V.; Coutinho, P.N.; Guerra, N.C. & Junior, C.F.A.S. (2006). *Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro: Pernambuco*. Recife (PE): Laboratório de Geologia e Geofísica Marinha/ Universidade Federal de Pernambuco.
- Marroni, E.V. & Asmus, M.L. (2005). *Gerenciamento Costeiro, uma proposta para o fortalecimento comunitário na gestão ambiental*. Pelotas (RS): União Sul-Americana de Estudos da Biodiversidade.
- Michelli, M. (2002). *Mapeamento sonográfico de parte da plataforma continental sul de Pernambuco, Brasil*. [Dissertação de Mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Pereira, P.S. & Nogueira-Neto, A.V. (2015). Caracterização do clima de ondas ao largo da costa de Pernambuco a partir de dados da PNBoia Recife. *XI OMARSAT - Simpósio sobre ondas, marés, engenharia oceânica e oceanografia por satélites*. Arraial do Cabo, RJ.
- Santos, M.V.B. (2013). *Distribuição espacial dos peixes Scarinae em recifes do litoral sul de Pernambuco* [Dissertação de mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Tabarelli, M.; Mantovani, W. & Peres, C.A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91: 119-127.

CAPÍTULO 4

Obtenção de dados físico-químicos com sonda CTD.

Foto: Ernesto Domingues.



PLATAFORMA CONTINENTAL: CARACTERÍSTICAS METEO-OCEANOGRÁFICAS

Carlos Augusto França Schettini, Eliane Cristina Truccolo, Ernesto de Carvalho Domingues e Andressa Montebello Salles

4.1. INTRODUÇÃO

As plataformas continentais compreendem porções de massas continentais submersas, sendo relativamente muito mais rasas que as bacias oceânicas adjacentes (Gross, 1972). Geralmente, as plataformas continentais apresentam uma declividade suave, estendendo-se até a quebra de plataforma, indicada pelo aumento da declividade que caracteriza o talude continental, a partir de uma linha denominada de quebra da plataforma. As características morfológicas das plataformas continentais dependem do seu histórico geológico, o que determinará sua largura, declividade e profundidade da quebra de plataforma.

A circulação e características das águas sobre uma plataforma continental dependem de muitos fatores, além da sua morfologia. Os fatores mais importantes, de modo geral, são os ventos e as marés (Bowden, 1983), embora a interação com as fronteiras internas, pela descarga fluvial (e.g. Geyer & Beardsley, 1995), e externas, pela conexão com processos de meso e larga escala (e.g. Amorim *et al.*, 2012), também possam desempenhar um papel importante.

A plataforma continental de Pernambuco (PCPE, Figura 4.1) está situada na margem Atlântica Ocidental entre as latitudes $-7,56^{\circ}$ e $-9,12^{\circ}$ Sul, com longitude $-34,8^{\circ}$ Oeste. Sua extensão zonal aproximada é de 180 km, e largura da ordem de 35 km, com profundidade de quebra em torno de 60-70 m de profundidade. A área aproximada é de 6.900 km^2 , e considerando uma profundidade média de 30 m, apresenta um volume de 206 km^3 . As isóbatas são orientadas paralelamente à linha de costa, não ocorrendo feições salientes. Sua declividade é da ordem de 0,02%. Afloramentos de formações areníticas ocorrem paralelamente à linha de costa formando conjuntos de recifes ao longo de todo o litoral. Existem diversas endentações da linha de costa para o interior, sendo as mais expressivas o sistema

estuarino de Itamaracá-Itapessoca ao norte e estuário do Rio Formoso ao sul. Ao longo deste trecho de litoral desembocam diversos rios, sendo os mais relevantes em termos de tamanho de bacia hidrográfica (de norte para sul) os rios Goiana, Capibaribe, Ipojuca, Sirinhaém e Una.

O objetivo deste capítulo é apresentar um sumário sobre as características físicas, meteorológicas e oceanográficas, predominantes na PCPE. Não é objetivo do presente capítulo apresentar uma revisão bibliográfica de estudos já realizados, mas um sumário baseado em séries de registros históricos de dados de vento e descarga dos rios, e dados obtidos em projetos recentes executados pelo Laboratório de Hidrodinâmica Costeira do DOCEAN/UFPE. Uma análise mais profunda dos dados apresentados aqui está disponível em Domingues, Schettini, Truccolo & Cavalcanti (2017) e Schettini *et al.* (2017).

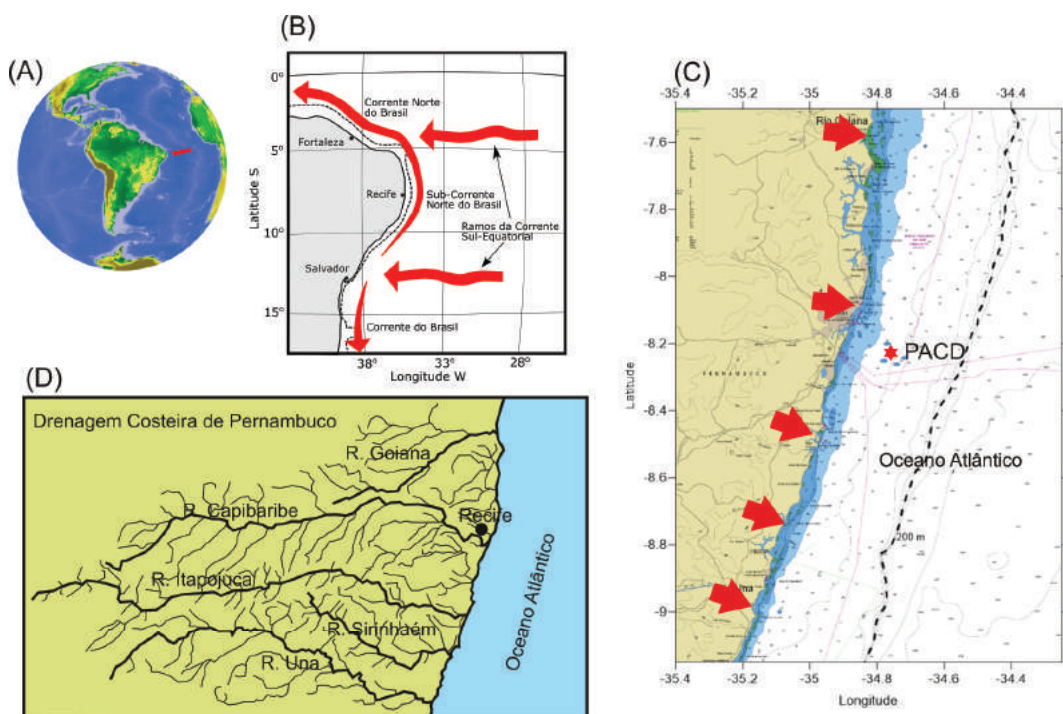


Figura 4.1 – Localização da Plataforma Continental de Pernambuco (PCPE) na América do Sul (A); esquema da circulação oceânica de meso-escala para o Atlântico Equatorial Ocidental (Modificado de Schettini *et al.*, 2017) (B); trecho da carta náutica DHN 22200 detalhando a PCPE, com indicação da isóbata de 200 m, a localização das desembocaduras dos principais rios, e a localização do fundo do PACD (estrela) (C); drenagem costeira de Pernambuco (D).

4.2. FONTES DE INFORMAÇÃO

Dados de vento foram obtidos a partir da base de dados QuikSCAT (<http://winds.jpl.nasa.gov/>) para o período de julho de 1999 até novembro de 2009. Os dados do QuikSCAT são fornecidos a partir de medições da rugosidade da superfície do mar e convertidos em valores de velocidade e direção do vento, uma vez ao dia em uma grade de resolução de 25 km, a partir de 30 km da costa. Os dados foram selecionados para uma janela retangular paralela à costa e com 50 km de largura, sendo feita a média de todos os pontos contidos. Embora os dados de vento sejam relativamente afastados da costa, estes representam melhor as condições sobre a plataforma do que estações meteorológicas sobre o continente.

Dados de vazão dos rios foram obtidos a partir do banco de dados Hidroweb da Agência Nacional de Águas (<http://hidroweb.ana.gov.br/>). Foram selecionadas as estações mais a jusante de cada bacia hidrográfica (listadas de norte para sul), sendo: #39080000 para o Rio Goiana, #39187800 para o Rio Capibaribe, #39370100 para o Rio Ipojuca, #39480000 para o Rio Sirinhaem e #39590000 para o Rio Una, cujas drenagens de monitoramento são 1.230, 7.290, 3.310, 1.310 e 6.550 Km², respectivamente.

Informações de nível da água para determinação de marés e correntes foram obtidos com o fundeio de um perfilador acústico de correntes por efeito Doppler (PACD), da marca Nortek modelo Aquadopp Profiler de 1000 kHz, ao largo de Recife nas coordenadas 8.23° S e 34.78° O em uma coluna de água de 25 m. O instrumento foi configurado para realizar medições em intervalos de 1 hora perfazendo médias de períodos de 180 segundos, e em intervalos de 1 m de coluna de água. Esta localidade está a cerca de 14 km da costa e a 23 km da quebra da plataforma, representando bem as condições hidrodinâmicas da plataforma continental. O período de registro de dados compreende os meses de junho a outubro de 2012.

Dados de salinidade e temperatura foram obtidos em duas campanhas oceanográficas realizadas em agosto de 2013 e janeiro de 2014, amostrando assim as condições modais de maior contribuição fluvial e ventos mais intensos de SE na primeira, e condições de baixa descarga fluvial e ventos mais fracos de E na segunda campanha. Cada campanha consistiu do levantamento de dados em 36 estações distribuídas em nove transectos ortogonais à linha de costa. Em cada estação foi realizado um perfil vertical de salinidade e temperatura utilizando uma sonda tipo CTD (conductivity, temperature and depth) da marca JFE-Advantech modelo Rinko.

4.3. CLIMA

O clima do litoral de Pernambuco é classificado como do tipo quente úmido com um a dois meses secos, embora para o interior o clima mude para semiárido com sete a oito meses secos (IBGE, 2010). Tendo as condições de Recife como referência, a temperatura média anual é em torno de 25°C, variando entre 24°C e 26,5°C nos meses de agosto e fevereiro, respectivamente. A taxa de precipitação na zona costeira é da ordem de 2.450 mm/ano (Ramos, Santos & Fortes, 2009), e a taxa de evapotranspiração é da ordem de 1.500 mm/ano (SRH-PE, 2010).

4.4. REGIME DE VENTOS

Os ventos regionais são dominados pela presença do centro semipermanente de alta pressão do Atlântico Sul, porém respondendo também sazonalmente a migração meridional da Zona de Convergência Intertropical e pela intensificação de passagem de sistemas frontais durante o inverno. Estes efeitos conjugados induzem uma variabilidade sazonal bem definida. Com base nas séries de dados de observações do sensor Quikscat, a velocidade e direção média do vento na região ao largo de Pernambuco é 6,3 m/s com direção predominante de 108° (ESE). O período de ventos mais intensos é de junho a setembro, quando a velocidade média é de 7 m/s com a direção predominante de 125-130° (SE). O período de ventos mais brandos é entre janeiro e maio, quando a velocidade média é em torno de 5,5 m/s, e a direção predominante é cerca de 90° (E). Aqui deve-se ter atenção a dois pontos importantes: primeiro quanto a notação para direção do vento, que é a direção de origem, de acordo com o padrão meteorológico; a segunda é quanto à representatividade dos dados do Quikscat. Estes dados foram registrados uma vez ao dia durante o período de operação do sensor (9 anos), e cada medição abrange uma grande região da superfície oceânica. Embora exista a perda da resolução da variabilidade diária do vento, ganha-se em termos de representatividade espacial e sazonal.

4.5. APORTE FLUVIAL

O aporte fluvial direto para a PCPE, ou seja, aquele que é derivado diretamente dos rios que deságuam ao longo do litoral de PE, provém de uma drenagem de cerca de 25.000 km², o que representa cerca de 25% da área estadual.

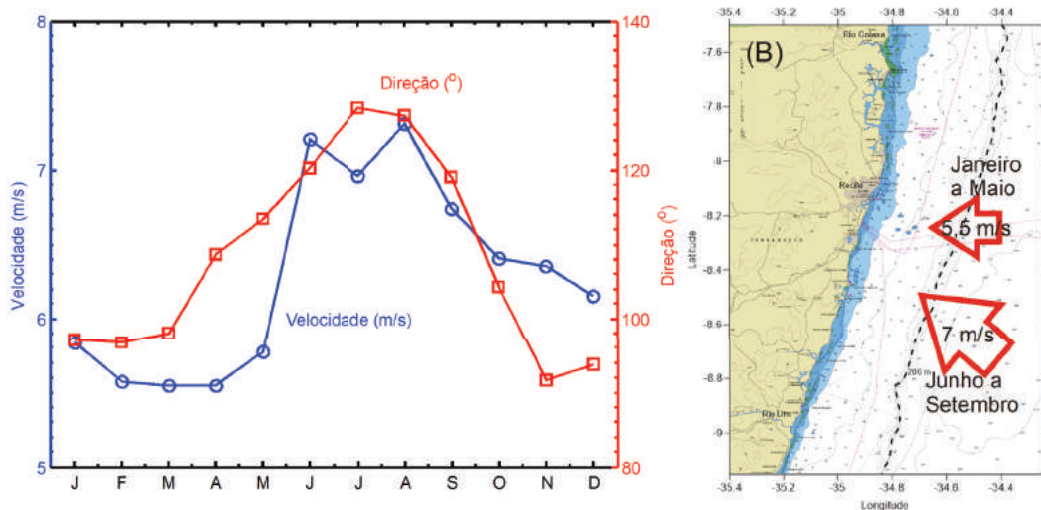


Figura 4.2 – Variação mensal da velocidade e direção média do vento para a Plataforma Continental de Pernambuco a partir da base de dados Nasa-Quikscat (1999-2009) (A); Esquema representando os modos de incidência dos ventos sobre a plataforma. O tamanho dos vetores não está em escala, e os valores representam a velocidade média (B).

Os principais rios nesta drenagem são Goiana, Capibaribe, Ipojuca, Sirinhaém e Una, que representam cerca de 90% da drenagem costeira total, embora as vazões monitoradas representem 79% (Tabela 4.1). A vazão destes rios está diretamente relacionada ao balanço hidrológico entre precipitação e evapotranspiração nas bacias hidrográficas, mais os efeitos antrópicos do gerenciamento de recursos hídricos (barramentos e transferências). A vazão média proporcional à toda a área da drenagem costeira é de 146 m³/s. Os meses de maior vazão (Figura 4.3), e que são também os meses de maiores índices pluviométricos, são junho e julho com valores de descarga em torno de 315 m³/s (na figura o valor chega a 250 m³/s). O período de menor descarga é entre novembro e março, com valores abaixo de 100 m³/s.

Contudo, é importante salientar que o regime de precipitação regional é afetado por processos de larga escala como o El Niño (Andreoli & Kayano, 2007; Oliveira, Silva, Nóbrega & Girão, 2011). Durante períodos de El Niño, ocorre a diminuição da precipitação, podendo gerar secas severas e prolongadas. Por outro lado, também é importante ressaltar que eventos hidrológicos extremos ocorrem de forma localizada espacialmente e em curtos períodos de tempo. Durante estes eventos, pode ocorrer uma entrada fluvial consideravelmente maior do que aquelas sugeridas pelos valores médios.

Tabela 4.1 – Principais rios da drenagem costeira de Pernambuco, com indicação da estação fluviométrica mais a jusante da Agência Nacional de Águas (ANA), suas respectivas áreas de drenagem e vazão média histórica.

RIO	ESTAÇÃO ANA	DRENAGEM (KM ²)	VAZÃO MÉDIA (M ³ /S)
Goiana	39080000	1.230	8,8
Capibaribe	39187800	7.290	10,6
Ipojuca	39370100	3.310	17,4
Sirinhaém	39480000	1.310	29,9
Una	39590000	6.550	49,0
Somatório		19.690	115,7

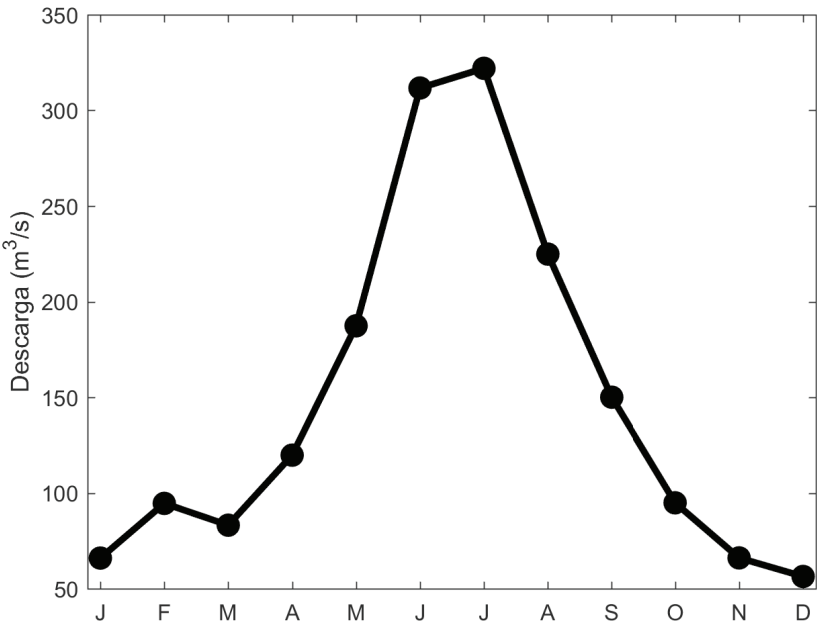


Figura 4.3 – Vazão fluvial média mensal para a drenagem costeira de Pernambuco.

4.6. MARÉS

A série temporal de nível de água registrada pelo fundeio do PACD ao largo de Recife em uma profundidade de 24 m entre junho e outubro de 2012 (Figura 4.4). O painel superior apresenta a variação temporal da amplitude da maré (1/2 da altura). É evidente o sinal sinodical ao longo da série de amplitude e de nível, bem como as variações das amplitudes das fases de sizígia e quadratura ao longo do

tempo. Durante este período, a altura média de sizígia foi de aproximadamente 2 m, variando entre 1,8 e 2,4 m, e a altura média de quadratura foi de 0,8 m, variando entre 0,5 e 1,0 m.

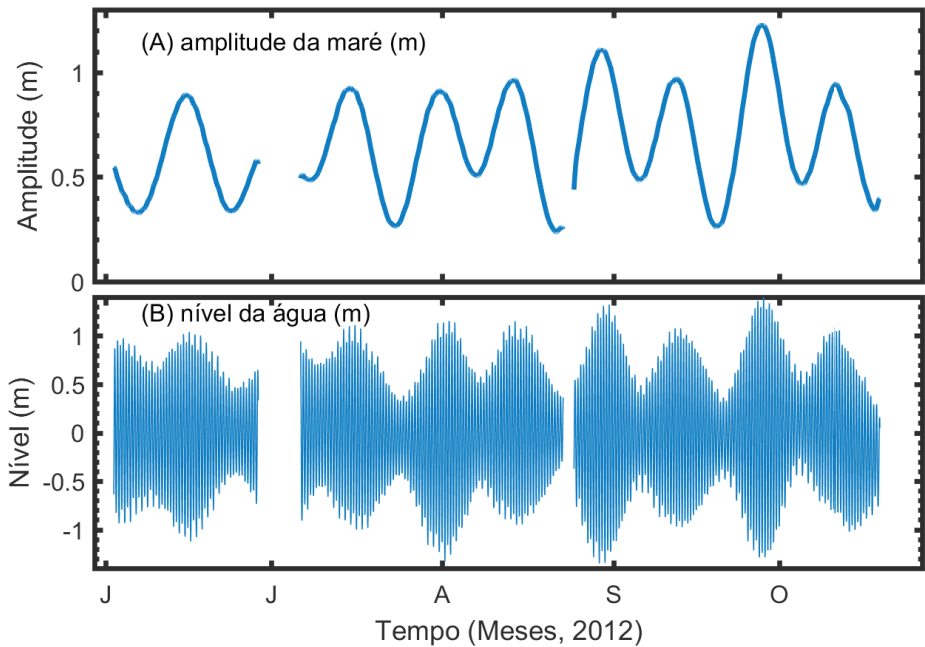


Figura 4.4 – Variação temporal da (A) amplitude da maré e (B) do nível da água na PCPE no período de junho a outubro de 2012 (localização da estação Figura 4.1C).

Tabela 4.2 – Principais constituintes harmônicos de maré para a Plataforma Continental de Pernambuco. A energia refere-se à contribuição na variância da amplitude da maré.

CONSTITUINTE	AMPLITUDE (M)	FASE (GRAUS)	ENERGIA (%)
M2	0,75	187	84,4
S2	0,27	131	10,8
N2	0,15	82	3,4
O1	0,05	218	0,4
K1	0,05	227	0,4
MM	0.05	196	0,4
MU2	0.03	224	0,1
Somatório			99,9

A Tabela 4.2 apresenta o resultado da análise harmônica de maré para o período completo de dados apresentados na Figura 4.4. Apenas sete constituintes harmônicas foram suficientes para representar 99,9% da energia do sinal harmônico, sendo que entre estes os principais constituintes semidiurnos prevaleceram expressivamente. Aplicando-se a relação de forma para marés, dada pela razão entre a soma das amplitudes dos principais constituintes diurnos pela soma dos principais constituintes semidiurnos $Ff=[O_1+K_1]/[M_2+S_2]$ $Ff=[O_1+K_1]/[M_2+S_2]$ (e.g. Pugh, 1987), resulta em um valor de 0,1, que indica que a maré local pode ser considerada do tipo semidiurna pura.

4.7. CORRENTES

A série temporal de correntes longitudinais e transversais à linha de costa (Figura 4.5). Estes dados são apresentados após a remoção das correntes de maré através de filtragem numérica. Valores positivos para correntes longitudinais/transversais indicam correntes para norte/leste, e valores negativos indicam correntes para sul/oeste. Estes valores representam valores médios para uma coluna de água de 25 m. As

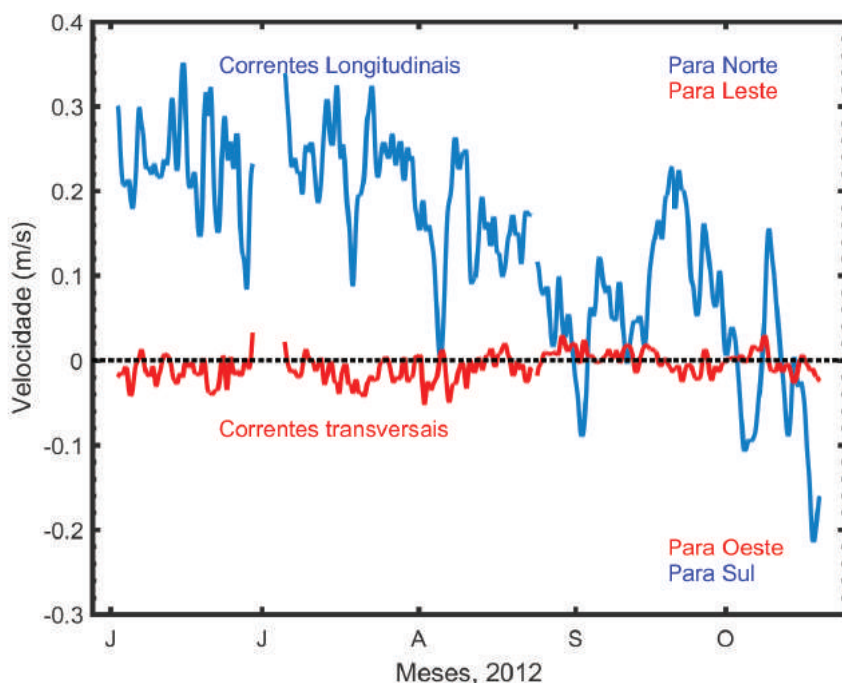


Figura 4.5 – Séries temporais de correntes longitudinais (azul) e transversais (vermelho) à costa no período de junho a outubro de 2012. Valores médios para a coluna de água.

correntes longitudinais são mais intensas do que as correntes transversais. Enquanto que as primeiras chegam a valores de 0,35 m/s com sentido norte, as correntes transversais não ultrapassam 0,05 m/s. No período de junho a agosto, as correntes longitudinais ocorrem somente com sentido norte. A partir de setembro, ocorre a diminuição da intensidade da corrente, chegando a ocorrer um período de inversão para sul, e em outubro, a corrente passa a ocorrer somente para sul. Este padrão aparentemente está diretamente relacionado com a variabilidade sazonal do regime de ventos (Figura 4.3). Podemos hipotetizar que, seguindo o padrão de ventos, as correntes tendem a ser para sul entre novembro e março, e para norte entre maio e setembro.

4.8. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA ÁGUA

As Figuras 4.6 e 4.7 apresentam as distribuições espaciais de salinidade e temperatura ao longo da PCPE em agosto de 2013 e janeiro de 2014. Os valores apresentados são os valores médios da coluna de água, e representam as condições modais de descarga fluvial, vento e possivelmente da influência da circulação de meso-escala, especificamente a Corrente Sul-Equatorial e sua bifurcação formando a Corrente do Brasil com sentido sul e a Subcorrente Norte do Brasil com sentido norte (Rodrigues, Rothstein & Wimbush, 2007; Marin, 2009; Amorim *et al.*, 2012).

A salinidade e temperatura médias apresentadas nas Figuras 4.6 e 4.7 são 37,1 e 36,7 g/kg e 26,5 e 27,6°C, para os meses de agosto e janeiro, respectivamente. Estes valores indicam pouca variação em termos médios, de somente 0,4 g/kg de salinidade e 1,1°C de temperatura. Contudo, observando as distribuições espaciais é possível identificar mudanças nos padrões. A distribuição da salinidade em agosto apresentou gradiente crescente mar adentro ao longo de todo o litoral. A distribuição da salinidade em janeiro foi mais homogênea espacialmente. Ainda ocorre o gradiente de salinidade com sentido mar adentro, porém menos intenso do que o observado em agosto, com exceção da região próxima à Recife, onde desemboca o estuário do Rio Capibaribe. A temperatura apresentou, de forma geral, comportamento contrário ao da distribuição da salinidade. A distribuição de temperatura em agosto foi mais homogênea espacialmente do que em janeiro. Em ambas as condições é possível identificar um gradiente crescente no sentido da costa, porém este é de alguns décimos de grau em agosto, e chega a mais de um grau em janeiro.

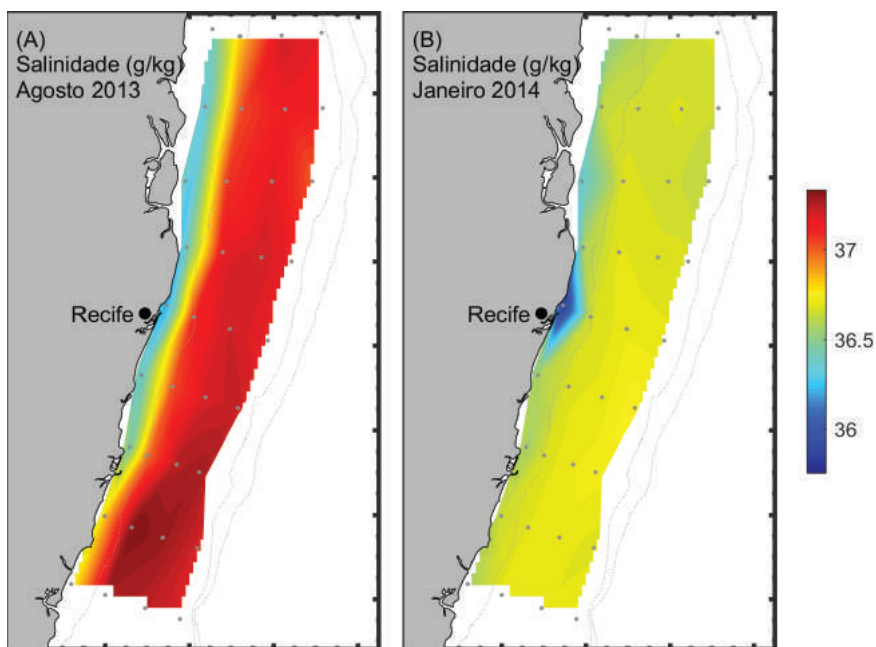


Figura 4.6 – Distribuições espaciais da salinidade (g/kg) média da coluna de água ao longo da Plataforma Continental de Pernambuco em agosto de 2013 (A) e janeiro de 2014 (B). Os pontos indicam a localização das estações de amostragem.

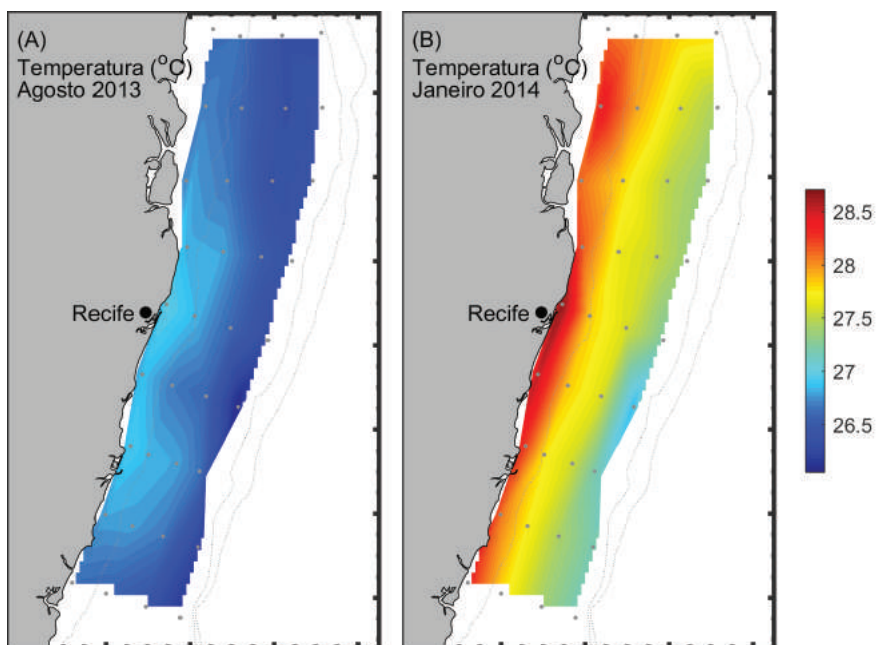


Figura 4.7 – Distribuições espaciais da temperatura (°C) média da coluna de água ao longo da Plataforma Continental de Pernambuco em agosto de 2013 (A) e janeiro de 2014 (B). Os pontos indicam a localização das estações de amostragem.

Referências Bibliográficas

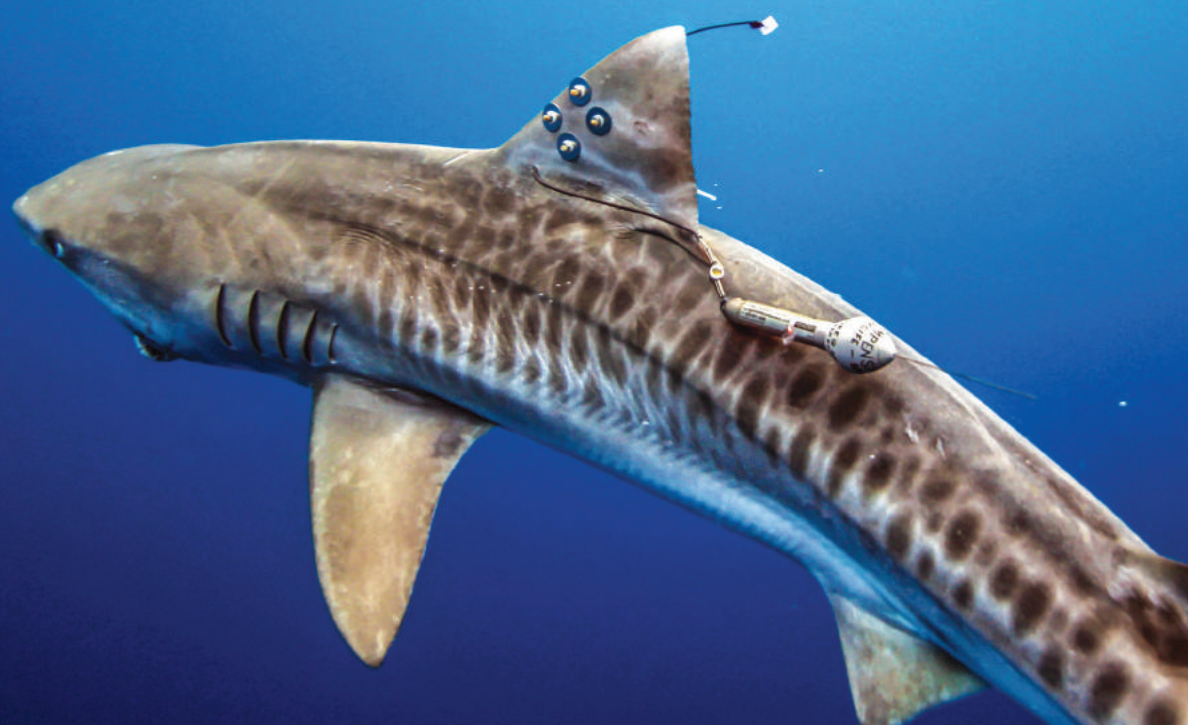
- Amorim, F.N.; Cirano, M., Soares, I.D., Campos, E.J. & Middleton, J.F. (2012). The influence of large-scale circulation, transient and local processes on the seasonal circulation of the Eastern Brazilian Shelf, 13°S. *Cont. Shelf Res.*, 32:47-61.
- Andreoli, R.V. & Kayano, M.T. (2007). A importância relativa do Atlântico Tropical Sul e Pacífico Leste na variabilidade da precipitação do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 22: 63-74.
- Bowden, K.F. (1983). Physical oceanography of coastal waters. Ellis Horwood Limited, 302p.
- Domingues, E.C.; Schettini, C.A.F.; Truccolo, E.C. & Cavalcanti Fo., J. (2017). Hydrography and currents on the Pernambuco continental shelf. *Brazilian Journal of Water Resources*, 22, e43, 2017.
- Geyer, R.W. & Beardsley, R.C. (1995). Introduction to special section on Physical Oceanography of the Amazon Shelf. *Journal of Geophysical Research*, 100, 2281.
- Gross, G.M. (1972). Oceanography: A View of the Earth. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, Inc.
- IBGE (2010). (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) *Atlas Nacional do Brasil*. Milton Santos. Rio de Janeiro: IBGE. 307p.
- Marin, F.O. (2009). *A Subcorrente Norte do Brasil ao largo da costa do Nordeste*. São Paulo, IO-USP, Dissertação de Mestrado, 140pp.
- Oliveira, G.C.S.; Silva Jr, J.P.; Nóbrega, R.S. & Girão, O. (2011). Uma abordagem da geografia do clima sobre eventos extremos de precipitação em Recife-PE. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 2: 238-251.
- Pugh, D.T. (1987). Tides, surges and mean sea-level. New York, John Wiley and Sons, 472pp.
- Ramos, A.M.; Santos, L.A.R. & Fortes, L.T.G. (2009). Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990. Brasília: Instituto Nacional de Meteorologia. 465p.
- Rodrigues, R.R.; Rothstein, L.M. & Wimbush, M. (2007). Seasonal variability of the South Equatorial Current bifurcation in the Atlantic Ocean: a numerical study. *Jour. Phys. Oceanogr.*, 37(1):16-30.
-

- Schettini, C.A.F.; Domingues, E.C.; Truccolo, E.C.; Oliveira Filho, J.C. & Mazzini, P.L.F. (2017). Seasonal variability of water masses and currents at the eastern Brazilian shelf (7.5-9° S). *Regional Studies in Marine Science*, 16(2017):131-144.
- SRH-PE (2010). (Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco) Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do Rio Capibaribe: Tomo I - diagnóstico hidroambiental. Recife: SRH-PE - Projetos Técnicos. 389p.
-

CAPÍTULO 5

Tubarão-tigre (*Galeocerdo cuvier*) marcado com transmissor via satélite.

Foto: William Robbins.



TUBARÕES E RAIAS: HISTÓRICO DO CONHECIMENTO E DAS INTERAÇÕES COM HUMANOS

Yuri Vieira Niella, André Sucena Afonso e Fábio Hissa Vieira Hazin

5.1. CONTEXTUALIZAÇÃO DO TEMA

Os tubarões e raias formam um dos mais antigos grupos de peixes, os elasmobrânquios (do grego *elasma*, placa + *brankhia*, brânquia), incluídos na classe Chondrichthyes e subclasse Elasmobranchii. Distinguem-se dos peixes ósseos principalmente por não possuírem bexiga natatória e opérculo e por apresentarem um esqueleto cartilaginoso. Apesar dos seus primeiros registros fósseis datarem de 420-450 milhões de anos atrás (Ballantyne & Robinson, 2011), os elasmobrânquios modernos tiveram origem somente após o evento de irradiação adaptativa conhecido como a “Revolução dos Neoseláceos”, ocorrido na era Mesozoica há cerca de 240-65 milhões de anos (Compagno, 1999), e constituem um grupo monofilético (Naylor, Ryburn, Fedrigo & Lopez, 2005).

Os tubarões e raias geralmente ocupam os níveis superiores das redes tróficas e consomem grandes quantidades de energia disponível (Cortés, 1999), sendo considerados como um dos mais bem-sucedidos grupos de vertebrados do ponto de vista evolutivo (Castro, 1985). Ainda que algumas espécies de elasmobrânquios apresentem hábitos preferencialmente oceânicos, a região costeira desempenha um papel importante para a maioria das espécies, as quais utilizam esses habitats como áreas de berçário e de alimentação. Além disso, o grau de distribuição das espécies nessas regiões é influenciado por uma série de fatores ambientais, pela disponibilidade de recursos e pela presença/ausência de espécies competidoras ou de predadores.

Devido ao crescente desenvolvimento urbano em áreas costeiras e do consequente aumento da utilização balnear nas últimas décadas, o número de incidentes entre tubarões e humanos tem aumentado em todo o mundo (Burgess, 2011). Em outras palavras, um maior número de pessoas na água implica uma maior probabilidade de encontros com tubarões e, conseqüentemente, de incidentes.

Tais incidentes, entretanto, são usualmente causados por um número bastante reduzido de espécies, quando comparado com as quase 550 espécies de tubarão atualmente conhecidas (Naylor *et al.*, 2012), sendo os tubarões tigre (*Galeocerdo cuvier*), cabeça-chata (*Carcharhinus leucas*) e branco (*Carcharodon carcharias*) os responsáveis pela maior parte deles (ISAF, 2016). A partir do ano de 1992, a costa da Região Metropolitana do Recife tem sido o palco de um súbito aumento na taxa de incidentes entre tubarões e pessoas, os quais têm ocorrido com maior frequência em uma faixa de litoral de aproximadamente 20 km apenas (Hazin, Burgess & Carvalho, 2008). Quais seriam as explicações mais plausíveis para esse fenômeno, e quais são os fatores mais importantes envolvidos nesses eventos?

O presente capítulo pretende analisar a informação disponível na literatura científica a respeito de tubarões e raias em Pernambuco, por meio de uma análise quantitativa e categórica do acervo bibliográfico disponível em publicações de artigos científicos, dissertações de mestrado e teses de doutorado. Além disso, uma vez que a Região Metropolitana do Recife se apresenta como uma das regiões do mundo com maior taxa de incidentes com tubarões serão também abordados os fatores bioecológicos envolvidos nessa problemática.

5.2. ANÁLISE DA LITERATURA CIENTÍFICA

Com o intuito de identificar as principais linhas de pesquisa adotadas pelos estudos sobre elasmobrânquios em Pernambuco, foi feita uma busca minuciosa da bibliografia disponível no portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, e também na base de dados de acesso livre da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. Foram utilizadas as palavras-chave “tubarão” e “raia”, e em seguida os trabalhos foram filtrados de acordo com as suas respectivas áreas de estudo, de modo que apenas os trabalhos desenvolvidos em Pernambuco foram considerados. Devido ao pequeno número de pesquisas realizadas exclusivamente em águas costeiras, para essa abordagem foram considerados também os trabalhos desenvolvidos em plataformas insulares e regiões oceânicas. Os trabalhos encontrados foram subdivididos em temas a partir da análise individual de cada um dos seus objetivos e resultados. Os temas utilizados para a categorização da literatura consistiram em:

-
1. **BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO:** Trabalhos envolvendo aspectos da captura de tubarões e raias em Pernambuco, bem como as suas respectivas implicações para a conservação dessas espécies;
 2. **BIOECOLOGIA:** Pesquisas a respeito da bioecologia das espécies, incluindo temas como associações intra e interespecíficas, hábitos alimentares, morfologia e microbiologia, e comportamento;
 3. **DINÂMICA POPULACIONAL:** Trabalhos de estrutura populacional e abundância relativa, organização social, idade e crescimento e análises de biologia reprodutiva;
 4. **ECOLOGIA ESPACIAL:** Análises da utilização de hábitat e da movimentação vertical e horizontal, utilizando métodos tradicionais (marcação e recaptura) e modernos (telemetria satélite e acústica) de monitoramento;
 5. **INCIDENTES COM HUMANOS:** Pesquisas que abordaram os aspectos envolvendo os incidentes entre tubarões e humanos;
 6. **TAXONOMIA E ZOOGEOGRAFIA:** Estudos direcionados ao registro de novas ocorrências e à descrição de novas espécies.

Foram analisados 87 trabalhos científicos, publicados ao longo de um período de 22 anos, entre 1994 e 2016. A maioria da literatura analisada correspondeu a artigos científicos (56,3%) e dissertações de mestrado (32,2%), com uma menor contribuição das teses de doutorado (11,5%). Houve um aumento na produção científica a respeito de elasmobrânquios em Pernambuco a partir do ano de 2006, sendo a maior parte (85,0%) dos trabalhos realizados a respeito das espécies de tubarão (Figura 5.1). Tal aumento na produção científica está provavelmente relacionado com as atividades do Projeto de Pesquisa e Monitoramento de Tubarões de Pernambuco (PROTUBA), desenvolvido pelo Departamento de Pesca e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco a partir de maio de 2004. Os trabalhos foram subdivididos ainda em relação à localização das suas áreas de estudo. Mais da metade das pesquisas sobre tubarões (52,7%) e raias (61,5%) foram desenvolvidas na região costeira, e os demais trabalhos foram realizados na região insular do arquipélago de Fernando de Noronha para as raias e em águas oceânicas para os tubarões (Figura 5.2).

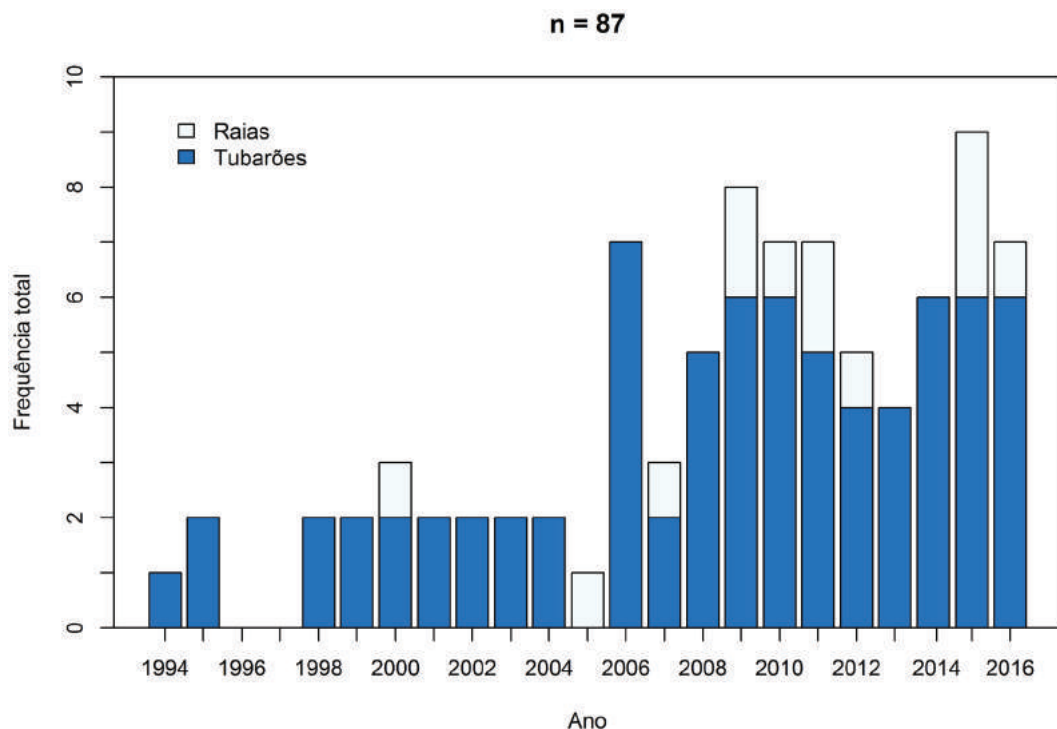


Figura 5.1 – Número de trabalhos científicos publicados sobre tubarões e raias em Pernambuco entre os anos de 1994 e 2016.

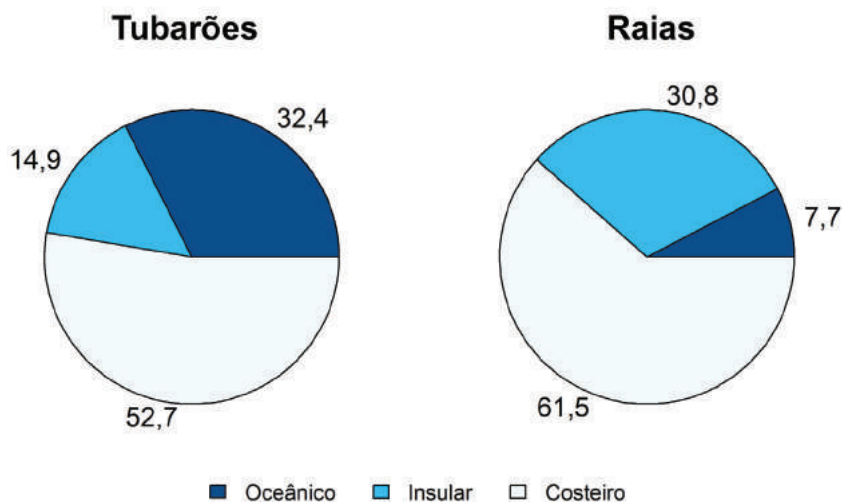


Figura 5.2 – Percentual dos trabalhos científicos realizados sobre elasmobrânquios em relação à área de estudo (ambiente oceânico, insular e costeiro), desenvolvidos em Pernambuco entre os anos de 1996 e 2016.

Entre os temas abordados pelas pesquisas desenvolvidas em região costeira, dinâmica populacional foi o responsável por quase metade dos trabalhos (42,5%), seguido, nesta ordem, por bioecologia, ecologia espacial, incidentes com humanos, biologia da conservação e taxonomia e zoogeografia (Figura 5.3). Entre os trabalhos sobre dinâmica populacional, a maioria correspondeu a artigos científicos (50%) com uma menor contribuição das dissertações (35%) e teses (15%). Por outro lado, a maioria das pesquisas a respeito da bioecologia de elasmobrânquios em Pernambuco, o segundo tema mais frequente, correspondeu a dissertações (45,4%), seguida pelos artigos científicos (36,3%) e teses (18,1%).

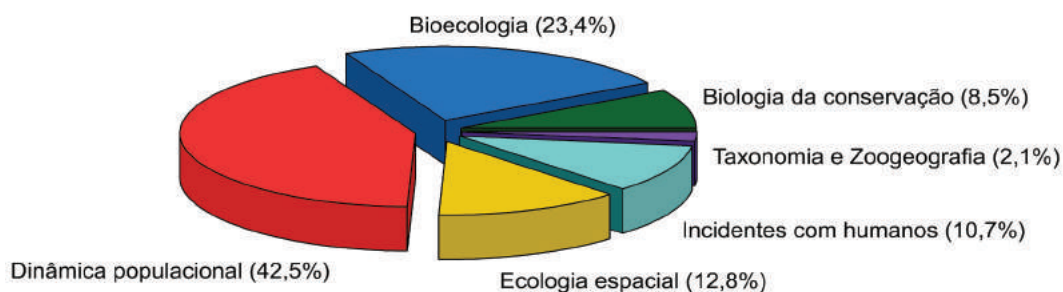


Figura 5.3 – Contribuição por tema dos trabalhos científicos para o conhecimento sobre tubarões e raias em Pernambuco entre os anos de 1994 e 2016.

5.3. O DESENVOLVIMENTO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO

Devido ao baixo número de trabalhos científicos disponíveis e ao caráter consideravelmente recente dessas pesquisas, podemos concluir que ainda pouco se sabe a respeito dos elasmobrânquios em Pernambuco. Entre as primeiras pesquisas, realizadas somente durante a década de 90, podemos destacar o projeto Ecologia de Tubarões no Litoral do Estado de Pernambuco (ETEPE), desenvolvido pelo Departamento de Pesca da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), através do qual foram obtidas informações preliminares importantes a respeito da ocorrência, biologia reprodutiva, hábito alimentar, idade e crescimento das espécies capturadas em uma área de estudo que cobriu praticamente toda a extensão do litoral pernambucano (Hazin *et al.*, 1995).

Juntamente com os trabalhos iniciais voltados principalmente para o levantamento das espécies (Hazin *et al.*, 1995; Lessa *et al.*, 1999; Hazin, Wanderley-Jr &

Mattos, 2000), surgem também os primeiros trabalhos sobre biologia reprodutiva (Almeida, 1999; Mattos, 1998). Além disso, aspectos interessantes da ecologia dos tubarões começaram a ser revelados, como a existência de interações simbióticas interespecíficas no arquipélago de Fernando de Noronha, nas quais tubarões bico-fino (*Carcharhinus perezi*) juvenis sofrem a aparente retirada de parasitas por peixes gobiídeos (*Elacatinus phthirophagus*), enquanto repousam no fundo arenoso, algumas vezes adotando ainda uma postura de solicitação ao se deitarem de maneira lateral (Sazima & Moura, 2000).

Entre os anos de 2006 e 2009 foram feitas as primeiras pesquisas mais detalhadas a respeito da utilização de hábitat. O arquipélago de Fernando de Noronha foi descrito como sendo uma área de berçário para tubarões limão (*Negaprion brevirostris*) e lixa (*Ginglymostoma cirratum*) (Garla, Garcia, Veras & Lopes, 2009), e os padrões de movimentação de tubarões bico-fino e da raia-prego (*Dasyatis americana*) foram estudados utilizando técnicas de amostragem visual e de telemetria acústica (Garla, Chapman, Wetherbee & Shivji, 2006; Aguiar, Valentin & Rosa, 2009). Ainda, a ocorrência do tubarão-areia (*Odontaspis ferox*) nessa região insular foi o segundo registro dessa espécie em todo o Oceano Atlântico Sul Ocidental (Garla & Garcia, 2006). Nos últimos anos, também se tem estudado a movimentação vertical e horizontal de tubarões lixa, tigre e cabeça-chata com a utilização de telemetria via satélite e acústica (Ferreira, Afonso, Castilho & Hazin, 2013; Afonso & Hazin, 2014; Hazin *et al.*, 2013; Afonso & Hazin, 2016; Niella, 2016). Foram observadas ainda, alterações morfológicas nas nadadeiras caudais de tubarões cabeça-chata adultos, e apesar de as suas origens não terem sido ainda confirmadas, elas sugerem uma vulnerabilidade da espécie aos impactos antrópicos ao longo da região costeira (Afonso *et al.*, 2016).

Dos 33 trabalhos espécie-específicos desenvolvidos em região costeira, as espécies que foram mais estudadas foram os tubarões tigre e o cação-frango (*Rhizoprionodon porosus*), seguidos pelos tubarões lixa e flamengo (*Ginglymostoma cirratum* e *Carcharhinus acronotus*) (Tabela 5.1). Estudos de idade e crescimento demonstraram que tubarões tigre marcados e recapturados no litoral pernambucano apresentaram uma taxa de crescimento surpreendentemente mais elevada em comparação com tubarões da mesma espécie em outras regiões do Atlântico Norte, costa leste da África do Sul e costa oeste australiana (Afonso *et*

al., 2012). Os tubarões flamengo e lixa, espécies preferencialmente costeiras e consideradas pouco perigosas aos seres humanos (Compagno, 1984), apresentaram abundância consideravelmente elevada em diversos trabalhos multiespecíficos desenvolvidos em Pernambuco (Hazin, Wanderley-Jr & Mattos, 2000; Fischer et al., 2009; Afonso, Andrade e Hazin, 2014).

5.4. INTERAÇÕES ENTRE TUBARÕES E SERES HUMANOS EM PERNAMBUCO

Atualmente, o Brasil ocupa a quarta posição no ranking mundial dos incidentes envolvendo tubarões e seres humanos, sendo que dos 102 casos confirmados pelo Arquivo Internacional de Ataques de Tubarão (International Shark Attack File - ISAF) ocorridos desde o ano de 1500, a maioria (73,5%) aconteceu no litoral pernambucano (ISAF, 2016; CEMIT, 2016). Apesar do primeiro incidente em Pernambuco ter ocorrido em novembro de 1874 e a primeira fatalidade ter sido registrada no ano de 1915 (Neto, 2014), o número de casos aumentou abruptamente no início da década de 1990. A partir de junho de 1992, o Comitê Estadual de

Tabela 5.1 – Número de trabalhos científicos (n) espécie-específicos sobre tubarões e raias desenvolvidos na região costeira do Estado de Pernambuco.

GRUPO	ESPÉCIE	NOME POPULAR	N
Tubarões	<i>Galeocerdo cuvier</i>	Tubarão-tigre	8
	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	Cação-frango	5
	<i>Carcharhinus acronotus</i>	Tubarão-flamengo	4
	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Tubarão-lixo	4
	<i>Carcharhinus leucas</i>	Tubarão-cabeça-chata	3
	<i>Sphyrna lewini</i>	Tubarão-martelo	1
	<i>Rhizoprionodon terranovae</i>	Cação-anjo	1
Raias	<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	Raia-pelágica	2
	<i>Urotrygon microphthalmum</i>	Raia-comum	2
	<i>Dasyatis americana</i>	Raia-manteiga	1
	<i>Rhinobatos percellens</i>	Cação-viola	1
	<i>Dasyatis guttata</i>	Raia-lixo	1
	<i>Gymnura micrura</i>	Raia-borboleta	1

Monitoramento de Incidentes com Tubarões (CEMIT) contabilizou um total de 60 casos envolvendo banhistas e surfistas que ocorreram entre a praia de Enseada dos Corais, no município do Cabo de Santo Agostinho, e a praia de Ponta de Pedras no município de Goiana. Desses incidentes, a maioria (71,6%) aconteceu entre as praias de Boa Viagem e Piedade, em uma faixa de litoral da Região Metropolitana do Recife (RMR) com aproximadamente apenas 11 km de comprimento (Figura 5.4) (CEMIT, 2016), correspondendo a uma das maiores taxas de ocorrência de incidentes com tubarões por unidade de área em todo o mundo.

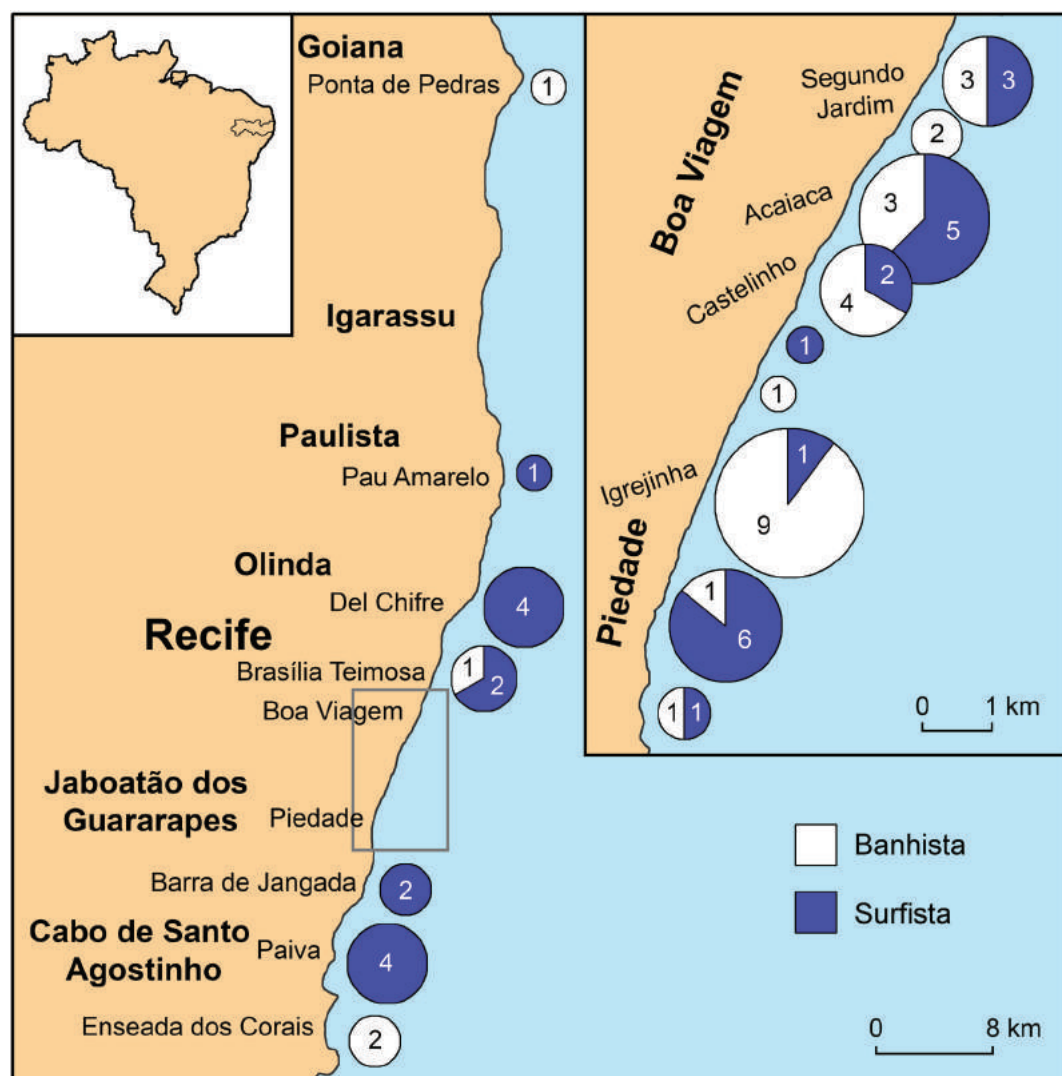


Figura 5.4 – Mapa do litoral Pernambucano indicando o número de interações entre tubarões e pessoas por localidade, de acordo com a atividade da vítima no momento do incidente. (Fonte: CEMIT, 2016).

Ao contrário do que a opinião pública geralmente acredita, provavelmente em consequência do elevado número de incidentes reportados, a RMR não é uma área “infestada” por tubarões potencialmente agressivos. Os tubarões tigre e cabeça-chata, espécies comprovadamente envolvidas nos incidentes (Gadig & Sazima, 2003; Hazin, Burgess & Carvalho, 2008), também não residem nessa região nem tampouco parecem estar interagindo com os humanos por falta de alimento. Na verdade, as pesquisas desenvolvidas pelo PROTUBA demonstraram que a abundância de tubarões potencialmente perigosos na costa da RMR é consideravelmente baixa (Hazin & Afonso, 2013). Quais seriam, então, as causas para o súbito aumento da taxa de incidentes, especialmente entre as praias de Boa Viagem e Piedade, nas últimas décadas?

Apesar da complexidade e diversidade de fatores que estão envolvidos nessa resposta, a ocorrência das interações entre tubarões e seres humanos nessa região está muito provavelmente relacionada com uma combinação entre as características físicas do ambiente costeiro local e pressões antropogênicas variadas. Entre os possíveis fatores responsáveis destaca-se a implementação do Complexo Portuário de Suape, cuja atividade se intensificou no começo da década de 1990, pouco tempo antes do início do surto de incidentes. Por um lado, a sua construção produziu impactos deletérios consideráveis nos habitats eventualmente utilizados por tubarões cabeça chata, que têm afinidade estuarina (Hazin, Burgess & Carvalho, 2008). Por outro lado, alguns tubarões parecem ter uma tendência para se associar a regiões portuárias e a navios em trânsito (Coppleson, 1958; Baldrige, 1974), o que poderia ter alterado o seu comportamento na costa pernambucana, levando esses animais a se deslocarem ao norte de Suape seguindo o sentido predominante das correntes costeiras nessa região, em direção à área de risco. Em sinergia com a localização de Suape, outros fatores devem ter contribuído para o surto de incidentes. Por exemplo, o despejo contínuo de poluentes não tratados pelo Abatedouro Municipal de Jaboatão dos Guararapes diretamente no rio Jaboatão, incluindo vísceras e sangue dos animais abatidos, teria provavelmente atuado como mais um fator de atração de tubarões para a área de risco (Hazin, Burgess & Carvalho, 2008). Igualmente importante, o perfil batimétrico local, que inclui um canal paralelo à linha de praia com aproximadamente 6,5 m de profundidade e 437 m de largura, que se inicia na praia de Candeias, mais ao sul, e se estende até a praia do Pina, ao norte,

promoveria uma maior aproximação dos tubarões até à linha de praia, ampliando assim a probabilidade de um encontro com humanos (Hazin & Afonso, 2013).

5.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Entre as principais características dos trabalhos sobre elasmobrânquios desenvolvidos em Pernambuco, podemos destacar o pequeno número de pesquisas já realizadas (84) e o seu caráter bastante recente, com o primeiro trabalho datando somente de meados da década de 1990. Apesar de pouco mais da metade dos trabalhos (54,7%) se tratarem de artigos publicados em revistas científicas, essa porcentagem equivale a menos de 50 publicações sobre o tema. Esses números sugerem que o conhecimento sobre elasmobrânquios no estado se encontra ainda em um estágio bastante inicial, ressaltando assim a necessidade do desenvolvimento de novas pesquisas sobre o assunto, principalmente sobre as espécies de raias, sobre as quais o número de trabalhos, em relação aos tubarões, é consideravelmente menor.

Apesar do número incomum de incidentes entre tubarões e seres humanos registrados em Pernambuco, não existe uma elevada abundância desses animais nessa região como sugere o conhecimento popular. Na verdade, a ocorrência desses eventos é uma consequência da combinação de uma série de características do ambiente costeiro e dos impactos antropogênicos, juntamente com o comportamento das espécies potencialmente agressivas que ocorrem nessa região, as quais são responsáveis por aumentar a probabilidade de encontros dessa natureza, principalmente ao longo da RMR onde a maior parte dos incidentes ocorreu.

Referências Bibliográficas

- Afonso, A.S.; Andrade, H.A. & Hazin, F.H.V. (2014) Structure and dynamics of the shark assemblage off Recife, Northeastern Brazil. *PLOS ONE*, 9(7): e102369.
- Afonso, A.S. & Hazin, F.H.V. (2014). Post release survival and behavior and exposure to fisheries in juvenile tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, from the South Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 454: 55-62.

-
- Afonso, A.S. & Hazin, F.H.V. (2016) Vertical movement patterns and ontogenetic niche expansion in the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*. *PLOS ONE*, 10: e0116720.
- Afonso, A.S.; Hazin, F.H.V.; Barreto, R.R.; Santana, F.M. & Lessa, R.P. (2012). Extraordinary growth in tiger sharks *Galeocerdo cuvier* from the South Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, 81(6): 2080-2085.
- Afonso, A.S.; Niella, Y.V.; Cavalcanti, E.; Andrade, M.B.; Afonso, J.S.; Pinto, P.S. & Hazin, F.H.V. (2016). Spinal deformities in free-ranging bull sharks, *Carcharhinus leucas* (Müller and Henle, 1839), from the western South Atlantic Ocean. *Journal of Applied Ichthyology*, 32(6): 1217-1220.
- Aguiar, A.A.; Valentin, J.L. & Rosa, R.S. (2009) Habitat use by *Dasyatis americana* in a south-western Atlantic oceanic island. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(6): 1147-1152.
- Almeida, L.B. (1999). *Caracterização morfométrica de três espécies de Squalus presentes na costa nordeste do Brasil e aspectos da biologia reprodutiva da espécie mais abundante (Squalus tipo 1)*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Baldrige, H.D. (1974). Shark attack: a program of data reduction and analysis. *Contributions from the Mote Marine Laboratory*, 98 p.
- Ballantyne, J.S. & Robinson, J.W. (2011). Chondrichthyes: Physiology of Sharks, Skates and Rays. In: Farrell, A.P. (Org.). *Encyclopedia of fish physiology: from genome to environment*. Academic Press, p.1807-1818.
- Burgess, G.H. (2011). International Shark Attack File. Florida Museum of Natural History. Disponível em: <<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Sharks/White/Decade.htm>>. Acesso em: 20 mar. 2016.
- Castro, J.I. (1985). The position of sharks in Marine Biological Communities: an overview. In: Cook, S.F. (Org.). *Sharks: an inquiry into biology, behavior, fisheries, and use. Proceedings of a conference*, Portland, Oregon, USA, p.11-17.
- CEMIT (2016) – Comitê Estadual de Monitoramento de Incidentes com Tubarões. Secretaria de Defesa Social. Governo do Estado de Pernambuco. Disponível em: <<http://www.portaisgoverno.pe.gov.br/web/sds/cemit1>>. Acesso em: 19 mar. 2016.
-

- Compagno, L.J.V. (1984). FAO species catalogue. *Sharks of the world: An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date*. 4(2): 478-481.
- Compagno, L.J.V. (1999). Systematics and body form. In Hamlett, W.C. (Org.). *Sharks, skates and rays: The biology of elasmobranchs fishes*. The John Hopkins University Press, p.1- 42.
- Coppleson, V.M. (1958) Shark Attack. 2. ed. Sydney, p. 266.
- Cortés, E. (1999). Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *Journal of Marine Science*, 56(5): 707-717.
- Ferreira, L.C.; Afonso, A.S.; Castilho, P.C. & Hazin, F.H.V. (2013). Habitat use of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, off Recife, Northeast Brazil: a combined survey with longline and acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes*, 96: 735-745.
- Fischer, A.F.; Hazin, F.H.V.; Carvalho, F.; Viana, D.L.; Rêgo, M.G. & Wor, G. (2009). Biological aspects of sharks caught off the Coast of Pernambuco, Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69(4): 1173-1181.
- Gadig, O.B.F. & Sazima, I. (2003). A non-fatal attack by the tiger shark, *Galeocerdocuvier*, on the northeast coast of Brazil (Chondrichthyes, Carcharhinidae). *Arquivos de Ciências do Mar*, 36: 119-122.
- Garla, R.C. & Garcia, J. (2006). Occurrence of the ragged-tooth shark, *Odontaspis ferox*, at Fernando de Noronha Archipelago, western equatorial Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 1(38): 1-3.
- Garla, R.C.; Chapman, D.D.; Wetherbee, B.M. & Shivji, M. (2006). Movement patterns of young Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezi*, at Fernando de Noronha Archipelago, Brazil: the potential of marine protected areas for conservation of a nursery ground. *Marine Biology*, 149: 189-199.
- Garla, R.C.; Garcia, J.; Veras, L.B. & Lopes, N.P. (2009) Fernando de Noronha as an insular nursery area for lemon sharks, *Negaprion brevirostris*, and nurse sharks, *Ginglymostoma cirratum*, in the equatorial western Atlantic Ocean. *Marine and Biodiversity Records*, 2: 1-4.
- Hazin, F.H.V. & Afonso, A.S. (2013). A green strategy for shark attack mitigation off Recife, Brazil. *Animal Conservation*, 17(4): 287-296.

-
- Hazin, F.H.V.; Afonso, A.S.; Castilho, P.C.; Ferreira, L.C. & Rocha, B.C.L.M. (2013). Regional movements of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, off northeastern Brazil: inferences regarding shark attack hazard. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85(3): 1053-1062.
- Hazin, F.H.V.; Burgess, G.H. & Carvalho, F.C. (2008). A shark attack outbreak off Recife, Pernambuco, Brazil: 1992-2006. *Bulletin of Marine Science*, 82(2): 199-212.
- Hazin, F.H.V.; Lessa, R.P.T.; Mattos, S.M.G.; Vaske, T.; Travassos, P.; Vieira, V.L.V. & Lira, L. (1995). Projeto ETEPE - Ecologia de Tubarões no Litoral do Estado de Pernambuco. Relatório Técnico-Científico. Departamento de Pesca da Universidade Federal Rural de Pernambuco. 213 p.
- Hazin, F.H.V.; Wanderley-Jr, J.A.M. & Mattos, S.M.G. (2000). Distribuição e abundância relativa de tubarões no litoral do estado de Pernambuco, Brasil. *Arquivo de Ciências do Mar*, 33: 33-42.
- ISAF - International Shark Attack File. Florida Museum of Natural History. 2016. Disponível em: <<http://www.flmnh.ufl.edu/fish/Sharks/sharks.htm>>. Acesso em: 15 mar. 2014.
- Lessa, R.; Santana, F.M.; Rincón, G.; Gadig, O.B.F. & El-Deir, A.C.A. (1999). Biodiversidade de elasmobrânquios do Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira - PRONABIO, 174 p.
- Mattos, S.M.G. (1998). *Aspectos da biologia e dinâmica populacional de Rhizoprionodon porosus (Poey, 1861) (Pisces-Elasmobranchii-Carcharhinidae) na plataforma continental do Estado de Pernambuco*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Naylor, G.J.P.; Caira, J.N.; Jensen, K.; Rosana, K.A.M.; Straube, N. & Lakner, C. (2012). Elasmobranch phylogeny: A mitochondrial estimate based on 595 species. In: Carrier, J.C.; Musick, J.A. & Heithaus, M.R. (Org.). *The biology of sharks and their relatives*. CRC press, p. 31-56.
- Naylor, G.J.P.; Ryburn, J.A.; Fedrigo, O. & Lopez, A. (2005). Phylogenetic relationships among the major lineages of modern elasmobranchs. *Reproductive Biology and Phylogeny*, 3(1): 25.
-

- Neto, O.C. (2014). *Levantamento histórico de incidentes com tubarões no litoral pernambucano*. Monografia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Niella, Y.V. (2016). *Ocorrência, biologia e movimentação do tubarão cabeça-chata, Carcharhinus leucas, no litoral nordeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Sazima, I. & Moura, R.L. (2000). Shark (*Carcharhinus perezi*) cleaned by the goby (*Elacatinus randalli*), at Fernando de Noronha Archipelago, Western South Atlantic. *Copeia*, 1: 297-299.
-

CAPÍTULO 6

Antigo prédio do Instituto de Biologia Marítima e Oceanografia localizado em Piedade.

Foto: Newton Oliveira (tirada em 1963).



HISTÓRICO DO CONHECIMENTO DOS “PEIXES ÓSSEOS”

Maria Elisabeth de Araújo, Felipe Monteiro Gomes de Mattos, Caroline Vieira Feitosa, Daniel Lino Lippi e Simone Ferreira Teixeira

6.1. INTRODUÇÃO

O presente capítulo apresenta um histórico das publicações de artigos científicos que abordam assuntos relacionados aos “peixes ósseos”¹ (Actinopterygii) na costa de Pernambuco. Esse panorama permitirá ao leitor ter uma visão geral sobre os principais táxons de peixes e ecossistemas estudados no Estado, levando-se em conta o interesse dos grupos de pesquisadores por algumas linhas científicas ao longo dos últimos 50 anos. Sabe-se que a especialidade dos docentes e as políticas universitárias - ligadas aos órgãos de fomento - determinam essas linhas prioritárias e a formação dos recursos humanos. A criação de cursos e as metas obrigatórias para conseguir um financiamento de projeto, bolsa de pesquisador ou de estudante dependem principalmente do número de publicações de qualidade; dentre outros fatores que fazem a história do conhecimento.

De acordo com o último levantamento ictiológico mundial, os actinopterígeos são dominantes nos vertebrados, e correspondem a cerca de 99% das 515 famílias e 30 mil espécies de peixes (Nelson, Grande & Wilson, 2016). Assim como Osteichthyes (“peixes ósseos”), Pisces também é agrupamento parafilético, sendo este composto por seis grupos monofiléticos, incluindo o maior deles: Actinopterygii (Pough, Heiser & Janis, 2008).

Essa enorme diversidade, refletida em cada espécie na sua forma, fisiologia, comportamento e outras características próprias, faz com que os actinopterígeos ocupem os mais distintos habitats e sejam influenciados por inúmeros parâmetros ecológicos. A zona costeira de Pernambuco, embora se estenda ao longo de apenas 187 Km, abriga uma ampla variedade de ecossistemas conectados, tais como estuários com manguezais, recifes, banco de fanerógamas marinhas e praias

1 As aspas em “peixes ósseos” foram utilizadas para advertir ao leitor que o grupo Osteichthyes é artificial; não existe como entidade taxonômica.

arenosas, além dos diversos ambientes encontrados na plataforma continental (ver Capítulos 3, 4 e 8). Portanto, todos os peixes que ocorrem nesses ecossistemas são classificados como costeiros, independentemente de suas posições taxonômicas.

Fazendo uma retrospectiva sobre os principais estudos realizados no litoral pernambucano, foi encontrado um trabalho que trata da fauna recifal no começo do século XX, aqui tido como pioneiro: Matthews (1926). Somente após quase seis décadas, Koike & Guedes (1981) e Coelho, Santos, Botelho & Souza (1993) divulgaram seus resultados sobre a ictiofauna marinha no estado. Pesquisas com peixes estuarinos, principalmente na região de Itamaracá (PE), foram anteriores a esses realizados em recifes, sendo exemplos os artigos de Eskinazi (1967, 1972) e Vasconcelos-Filho (1979).

Até então o método de obtenção de dados ictiológicos envolvia tão somente a pesca, embora ao final dos anos 1980 estivessem previstas penalidades (Lei Nº 7.653/88) para quem a praticasse. Nesse período, era comum no meio científico o uso de substâncias químicas, como a rotenona e outros meios predatórios para coletas. Com o avanço tecnológico apropriado ao mergulho autônomo e o protocolo do censo visual (Bohnsack & Bannerot, 1986), o conhecimento dos peixes foi incrementado significativamente, sem a necessidade de sacrificar os animais. O censo visual, trazido do exterior por pesquisadores do estado (Ferreira, Maida & Souza, 1995), tornou-se o método mais utilizado para inventários e estimativas de abundância de peixes em áreas recifais brasileiras (e.g. Rocha, Rosa & Rosa, 1998; Araújo *et al.*, 2000; Ferreira & Cava., 2001; Floeter, Ferreira, Dominici-Arosemena & Zalmon, 2004; Feitosa, Chaves, Ferreira & Araújo, 2012, Leão *et al.*, 2015). Contudo, para o uso de todas as técnicas empregadas em campo, é necessário que os pesquisadores submetam seus projetos a comitês formais, vinculados às instituições ambientais, órgãos de fomento ou conselhos universitários para minimizar os impactos das coletas no ecossistema estudado.

6.2. CRITÉRIOS PARA ANÁLISE DOS DADOS

Para a elaboração deste capítulo, foram reunidas apenas as publicações divulgadas em revistas científicas, durante os anos de 1967 a 2017², referentes aos

2 Levantamento bibliográfico realizado até outubro de 2017.

dados obtidos sobre os actinoptérigeos da região costeira de Pernambuco, que somam quase 150 artigos. Foram incluídas na análise as localidades litorâneas do Estado, cujo esforço investido, em número de publicações por área geográfica, está representado por pontos na figura 6.1.

Para avaliar as linhas de pesquisas prioritárias foram criadas categorias, tomando-se como base as palavras constantes no título e nas próprias palavras-chave, quando presentes. A validação dessa triagem foi feita por meio da leitura dos artigos, observando-se mais atentamente os termos constantes nos objetivos e nas conclusões de cada publicação. As cinco grandes linhas que melhor sintetizam o material bibliográfico levantado foram as seguintes:

1. TAXONOMIA E NOVA OCORRÊNCIA: Embora a identificação científica das espécies faça parte de qualquer pesquisa ligada às ciências biológicas, foram incluídas nesta categoria apenas as pesquisas que se ativeram ao levantamento ictiofaunístico, registros de novas ocorrências, descrição de espécies novas e caracterização morfológica.
 2. BIOLOGIA POPULACIONAL: Trabalhos relacionados principalmente à alimentação, reprodução, comportamento e associação intra e interespecífica foram enquadrados nesta categoria, conforme propôs Hastings (1997).
 3. DINÂMICA POPULACIONAL: Aqueles artigos com resultados ligados à idade, crescimento, recrutamento e mortalidade foram inseridos nesta classe, segundo a definição de Fonteles-Filho (2011).
 4. ECOLOGIA: Esta categoria abrange estudos mais focados no ambiente, como a estrutura da comunidade, distribuição espaço-temporal das espécies, conectividade entre ecossistemas, caracterização de habitats, incluindo áreas de berçário, como consta em Odum & Barrett (2011).
 5. BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO: Os estudos cujos resultados enfatizaram possíveis impactos causados por ações antropogênicas, relacionando-os à conservação íctia, bem como as propostas de manejo de espécies e dos ecossistemas, formam o conjunto desta categoria (e.g. Soule, 1985, Ricklefs & Relyea, 2013).
-

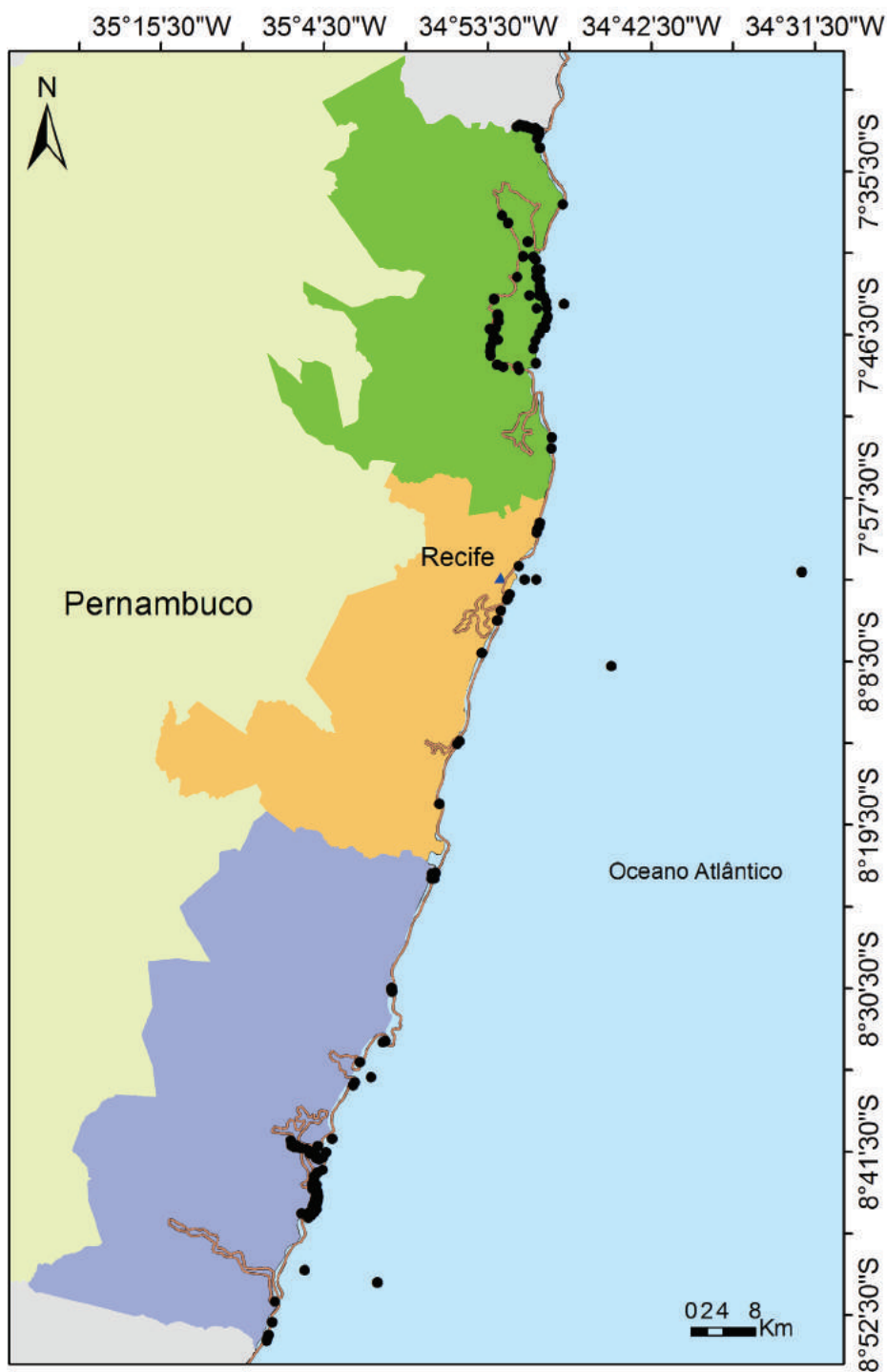


Figura 6.1 – Distribuição do esforço amostral, a partir de coordenadas disponibilizadas nas publicações científicas avaliadas (representadas por pontos negros), nos litorais norte (verde), central (laranja) e sul (ilúas) de Pernambuco.

6.4. ICTIÓLOGOS E SUAS LINHAS DE PESQUISA

Ao longo desses 50 anos, os artigos sobre peixes costeiros de Pernambuco envolveram mais de uma dezena de docentes ictiólogos, uma centena de pós-graduandos e vários outros colaboradores. Os principais centros de pesquisa em ictiologia no estado pertencem às universidades públicas federais de Pernambuco, através dos Departamentos de Oceanografia da UFPE e Engenharia de Pesca da Rural (UFRPE), e estadual, através do Instituto de Ciências Biológicas (UPE), além do Centro de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE), instituição igualmente pública e parceira da UFPE.

As linhas de pesquisa desses docentes encontram-se representadas pelo número de artigos publicados no período avaliado. Até a década de 1990, existiam apenas três docentes ictiólogos nas universidades em Pernambuco. Com a contratação de novos docentes - imprescindível ao desenvolvimento da ciência - e a criação de programas de pós-graduação, percebe-se um crescimento significativo na produção científica sobre peixes costeiros em Pernambuco, que se acentua exponencialmente na última década (Figura 6.2).

A produção docente e discente está relacionada diretamente com a obrigatoriedade de se publicar em revistas científicas, preferencialmente de alto impacto,

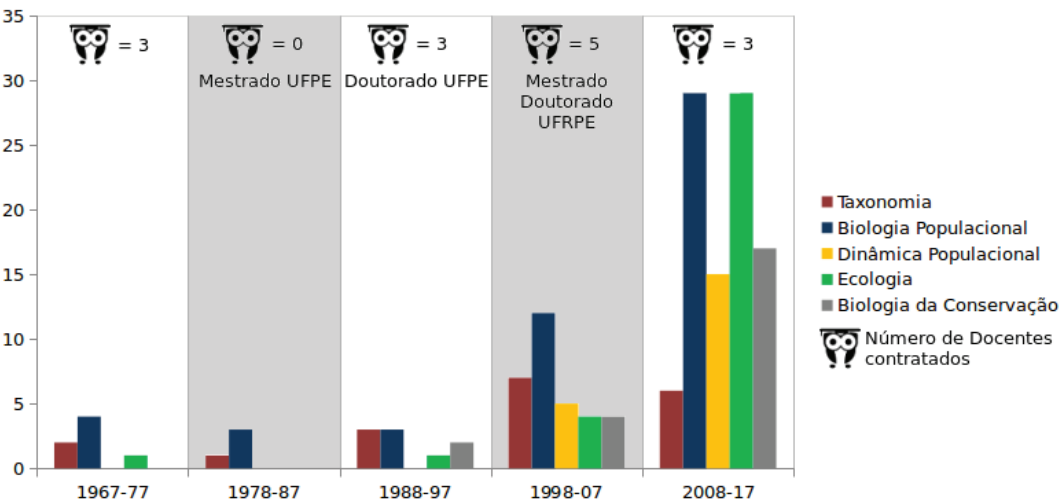


Figura 6.2 – Número de artigos publicados por décadas e por categorias das cinco principais linhas de pesquisa, informado ainda o número de docentes ictiólogos contratados e a criação de cursos de pós-graduação stricto sensu.

imposta pelos órgãos de fomento como a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e as Fundações de Apoio à Pesquisa (FACEPE, no presente caso de Pernambuco). Essas agências direcionam as linhas de pesquisas prioritárias e influenciam o interesse dos grupos acadêmicos. No caso das publicações sobre peixes costeiros no Estado, apenas os artigos ligados à taxonomia e às novas ocorrências ficaram em franco declínio a partir dos anos 2000. Por outro lado, as linhas de pesquisa voltadas à biologia populacional, ecologia e biologia da conservação passaram a dominar as categorias avaliadas, sugerindo um redirecionamento de interesse por parte dos órgãos de fomento (Figura 6.2).

6.5. COMPILAÇÃO DOS ARTIGOS CIENTÍFICOS EM 50 ANOS

Mais de um terço dos artigos publicados (35,3%) abrange comunidade ictiofaunística costeira em Pernambuco, e não apenas um táxon em particular (Anexo 6.1). As principais publicações destinadas apenas a um grupo específico variaram ao longo dos anos, sendo destacadas Lutjanidae e Epinephelidae, com 12 artigos cada, Ariidae (8), Pomacentridae (7) e Haemulidae (5). As espécies que mais importaram aos pesquisadores foram o mero, *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822), a baúna, *Lutjanus alexandrei* (Moura & Lindeman, 2007), o bagre amarelo *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) e a cocoroca *Haemulon parra* (Desmarest, 1823). Vale destacar que recentemente houve uma revisão taxonômica de Epinephelidae, antes considerada uma subfamília de Serranidae (Smith & Craig, 2007), demonstrando ser este um grupo de relevância no meio científico por seu valor econômico e ecológico.

A escolha do grupo taxonômico a ser pesquisado costuma ser motivada por vários fatores de ordem prática e/ou financeira, tais como: facilidade de captura ou de observação *in situ* dos peixes, relevância econômica ou ecológica, estado de conservação e endemismo de algumas espécies, cuja justificativa sustenta um bom argumento para que o projeto seja financiado e seus objetivos alcançados. No caso das famílias e espécies acima mencionadas, pode-se atribuir aos peixes da família Lutjanidae e sub-família Epinephelinae; principalmente ao mero e ao siri-gado [*Myctoperca bonaci* (Poey, 1860)], sua importância para o consumo humano (e.g. Teixeira, Ferreira & Padovan, 2004; Cunha, Carvalho & Araújo, 2012; Carvalho,

Cunha, Montezuma & Araújo, 2013) e também por constar em lista de espécies ameaçadas ou mesmo em risco de extinção, como ocorre com o mero (Brasil, 2014).

Outros peixes estudados apresentam baixo valor comercial, mas podem ser utilizados como indicadores da qualidade ambiental ou de conectividade entre ecossistemas costeiros. É o caso dos bagres (Ariidae), consumidores bentônicos resilientes, que indicam a existência de poluição causada por resíduos sólidos ao ingerir acidentalmente pedaços de náilon, que podem ser confundidos com poliquetas, por exemplo (Possato *et al.*, 2011). Os vermelhos, como a cioba [*Lutjanus analis* (Cuvier, 1828)] e o ariacó [*Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758)], por sua vez, movimentam-se durante suas vidas entre os ecossistemas costeiros, que formam um mosaico, sendo espécies adequadas para estudos ecológicos de conectividade (Pereira, Feitosa & Ferreira, 2011, ver Capítulo 8).

6.6. ÁREA DE ESTUDO E ECOSSISTEMAS ESCOLHIDOS

Observando o número de publicações, a distribuição dos principais grupos taxonômicos de peixes por ecossistemas estudados (Figura 6.3) e assumindo que os pesquisadores buscam esses animais onde mais ocorrem, é possível inferir algumas informações ecológicas sobre eles. Conforme a distribuição nos ecossistemas costeiros de quatro grupos taxonômicos mais citados nos artigos estudados, percebe-se que, embora haja predominância de ocorrência em um ecossistema, o ciclo de vida desses peixes não se completa sem que eles habitem outros ambientes.

Comparativamente os lutjanídeos são os mais generalistas nos seus ciclos, passando a maior parte do tempo nos recifes, enquanto os peixes das famílias Haemulidae e Ariidae têm menor mobilidade (Figura 6.3). Os bagres alimentam-se de diversos organismos bentônicos como moluscos, crustáceos e peixes, que vivem junto ao sedimento arenoso e argiloso, e são residentes de ambientes de água turva como os manguezais e as praias (Vasconcelos-Filho, Guedes, Galiza & Azevedo-Araújo, 1984). Os haemulídeos podem ocupar diversos ecossistemas costeiros, porém os registros para Pernambuco abrangeram apenas as praias e os recifes, sendo este o mais pesquisado devido, provavelmente, ao hábito gregário de suas espécies quando estão nesses ecossistemas (Pereira, Feitosa & Ferreira, 2011).

A distribuição dos epinefelídeos pode indicar que esses peixes passam a maior parte da vida adulta nos recifes, enquanto os indivíduos jovens habitam os

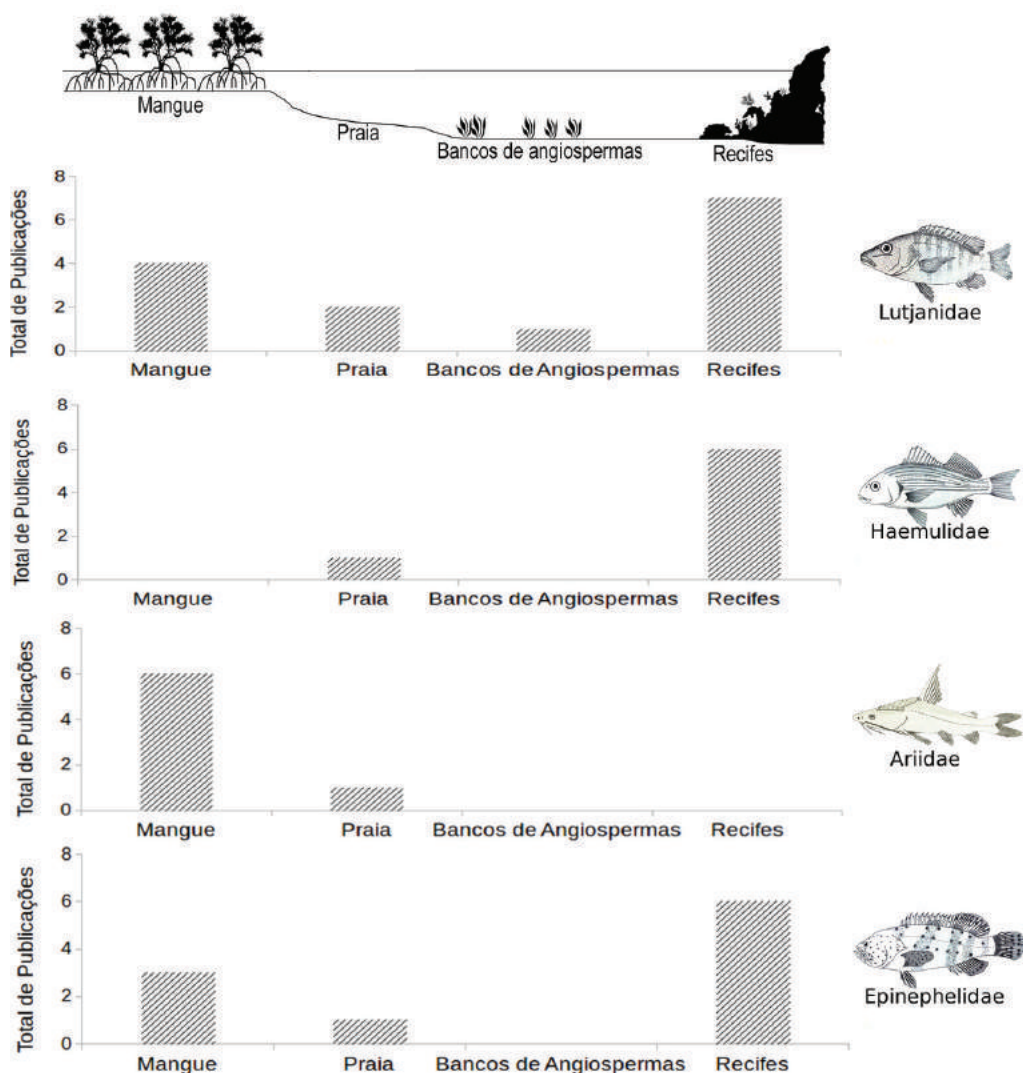


Figura 6.3 – Distribuição do número de publicações, por ecossistema costeiro, das famílias de peixes mais estudadas em Pernambuco.

estuários, podendo ser encontrados na praia e no entorno dos recifes. Usados como berçários naturais de vários peixes marinhos, os manguezais servem de abrigo para indivíduos jovens dos vermelhos (Lutjanidae) e das garoupas (Epinephelinae). Estes grupos são formados por espécies de grande porte que superam facilmente 50 cm de comprimento e, por isso, estão entre os principais alvos da pesca costeira (Ferreira & Maida, 1995, 2001; Aschenbrenner & Ferreira, 2015). Durante seu crescimento movimentam-se dos ambientes mais rasos (estuários) aos ambientes mais profundos (recifes) estudados (Figura 6.3) (ver Capítulo 8).

Além de táxons e ecossistemas, a distribuição da produção científica de Pernambuco depende também da área de estudo escolhida pelos pesquisadores. Assim, observou-se que os números de artigos publicados e relacionados às pesquisas realizadas nos litorais norte e sul são próximos (80 e 76, respectivamente), sendo notável o crescimento a partir de 2004 (Tabela 6.1). É interessante perceber que, embora a maioria dos pesquisadores residam e trabalhem na capital, o litoral central é aquele que apresenta o número mais baixo de publicações (n = 12). Mesmo admitindo que haveria maior facilidade de deslocamento da sede das instituições para a área de estudo, a situação de alta degradação dos ecossistemas aquáticos na região metropolitana do Recife e seus arredores pode ser um fator limitante para a escolha de estudos nesta área do litoral. Além da questão ambiental, a maior parte das pesquisas com peixes costeiros desenvolvidas depende, na prática, do compromisso dos pescadores artesanais contratados e das condições de suas embarcações. Portanto, além dos recursos disponíveis para a realização do projeto, o acesso viário, a infraestrutura e as condições de trabalho em campo são exemplos de fatores práticos que influenciam na escolha do local da pesquisa.

Tabela 6.1 – Número de registros em artigos científicos sobre actionopterígeos publicados por décadas e regiões litorâneas em Pernambuco.

ARTIGOS POR DÉCADAS	NORTE	CENTRAL	SUL	TOTAIS
1967-1970	2	2	2	6
1971-1981	7	2	0	9
1982-1992	2	3	1	6
1993-2003	13	1	8	22
2004-2017	56	12	65	133
Totais	80	20	76	176

As investigações executadas no litoral norte estão predominantemente voltadas aos peixes estuarinos, enquanto no litoral sul aos peixes recifais. Segundo o presente levantamento bibliográfico (Anexo 6.1), a região estuarina de Itamaracá-Itapessoca foi alvo prioritário das pesquisas entre os anos 1970 e 2000. De 2004 em

diante, o estuário do rio Goiana passou a ter sua ictiofauna conhecida e muitos artigos estão sendo publicados. Os peixes recifais de Tamandaré foram pioneiramente estudados, desde os anos 1990, e, a partir de 2002, outras localidades do litoral sul passaram a ser examinadas e ter seus resultados divulgados em revistas científicas.

6.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De uma forma sintética, o conhecimento dos peixes costeiros em Pernambuco deve-se, em quase sua totalidade, às universidades públicas. Vários pós-graduandos tornam-se docentes e vem contribuindo para o aumento dessa produção. O avanço da ictiologia e a escolha por um táxon específico dependem principalmente do interesse dos próprios pesquisadores e do apoio dos órgãos de fomento. Necessita-se, portanto, de um planejamento institucional (departamental) consistente e do compromisso dos governos para incentivar e garantir a formação de novos ictiólogos.

Referências Bibliográficas

- Alcântara, R.; Ferreira, B. & Travassos, P. (2004). A pesca artesanal e o turismo em Porto de Galinhas, estado de Pernambuco. *Boletim Técnico Científico CEPENE* 12: 195-207.
- Almeida, Z.S.; Acioli, F.D. & Vasconcelos Filho, A.L. (1998). Levantamento da Ictiofauna na área de Itapissuma de Itamaracá-PE). *Pesquisa em Foco*, São Luís, 6: 79-107.
- Almeida, Z.S.; Fonsêca-Genevois, V. & Vasconcelos-Filho, A.L. (1997). Alimentação de *Achirus lineatus* (Teleostei, Pleuronectiforme: Achiridae) em Itapissuma - PE. *Boletim Laboratório Hidrobiologia*. 10: 79-95.
- Almeida, Z.S. & Vasconcelos-Filho, A.L. (1997). Contribuição ao conhecimento de peixes Pleuronectiformes da área de Itamaracá - PE (Brasil). *Trabalhos Oceanográficos*. UFPE. 25: 69-82.
- Araújo, M.E.; Cruz, A.; Silva-Magalhães, C.H.; Santana, R.F.; Silva-Falcão, E.C.; Saraiva, A.A.F.; Alcântara, R. & Nunes, J.L.S. (2005). Distribuição espacial de Acanthuridae em uma poça de maré, Serrambi, Pernambuco. *Boletim Laboratório Hidrobiologia*. 18.

-
- Araújo, M.E.; Cunha, F.E.A.; Carvalho, R.A.A.; Freitas, J.E.P.; Nottingham, M.C. & Barros, B.M.R. (2000). Ictiofauna marinha do estado do Ceará, Brasil: ii. Elasmobranchii e Actinopterygii de arrecifes de arenito da região entre marés. *Arqu. Cien. Mar*, 33:139-142.
- Araújo, M.E.; Maranhão, H.A.; Vêras, D.P. & Hazin, F.H.V. (2009). Unusual coloration pattern in juveniles of *Stegastes fuscus* (Actinopterygii: Pomacentridae). *Zootaxa*. 2081: 67-68.
- Araújo, M.E.; Paiva, A.C.G.; César, F.B. & Silva, J.C.C. (2003). A sutil diagnose morfológica entre as espécies simpátricas *Stegastes fuscus* e *S. variabilis* (Actinopterygii: Pomacentridae). *Arquivo de Ciências do Mar*. 36: 37-43.
- Araújo, M.E.; Paiva, A.C.G. & Mattos, R.G. (2004). Predação de ovos de *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae) por *Elacatinus figaro* (Gobiidae) em poças de maré, Serrambi, Pernambuco. *Tropical Oceanography* (Online), Recife. 32(2): 1-9.
- Araújo, M.E.; Pereira, P.H.; Feitosa, J.L.; Gondolo, G.; Pimenta, D. & Nottingham, M.C. (2009). Feeding behavior and follower fishes of *Myrichthys ocellatus* (Anguilliformes: Ophichthidae) in the western Atlantic. *Neotropical Ichthyology*. 7: 503-507.
- Araújo, M.E.; Silva-Falcão, E.C.; Falcão, P.D.; Marques, V.M. & Joca, I.R. (2010). Stranding of *Masturus lanceolatus* (Actinopterygii: Molidae) in the estuary of the Una River, Pernambuco, Brazil: natural and anthropogenic causes. *Marine Biodiversity Records*. 3: 69-69.
- Aschenbrenner, A. & Ferreira, B.P.; (2015). Age, growth and mortality of *Lutjanus alexandrei* in estuarine and coastal waters of the tropical south-western Atlantic. *Journal of Applied Ichthyology*. 31: 57-64.
- Aschenbrenner, A.; Ferreira, B.P. & Rooker, J.R. (2016). Spatial and temporal variability in the otolith chemistry of the Brazilian snapper *Lutjanus alexandrei* from estuarine and coastal environments. *Journal of Fish Biology*. 89: 753-769.
- Aschenbrenner, A.; Hackrad, C.W. & Ferreira, B.P. (2016). Spatial variation in density and size structure indicate habitat selection throughout life stages of two Southwestern Atlantic snappers. *Marine Environmental Research*. 113: 49-55.
- Aschenbrenner, A. & Marques, S. (2016). First record of foraging association between juveniles of endemic Brazilian snapper (*Lutjanus alexandrei*) and green moray at mangrove prop roots in the southwestern Atlantic. *Marine Biodiversity*.
-

- Azevedo, S.B. & Guedes, D.S. (1980). Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. X novas ocorrências de peixes. *Trabalhos Oceanográficos*. UFPE. 15: 331-342.
- Barbosa, S.C.; Costa, M.F.; Barletta, M.; Dantas, D.V.; Kehrig, H.A. & Malm, O. (2011). Total mercury in the fish *Trichiurus lepturus* from a tropical estuary in relation to length, weight, and season. *Neotropical Ichthyology*. 9: 183-190.
- Barletta, M.; Lucena, L.R.R.; Costa, M.F.; Barbosa-Cintra, S.C.T. & Cysneiros, F.J.A. (2012). The interaction rainfall vs. weight as determinant of total mercury concentration in fish from a tropical estuary. *Environmental Pollution*. 167: 1-6.
- Barletta, M. & Saint-Paul, U. (2010). Distribution Pattern of Fish in a Mangrove Estuary, in: Saint-Paul, U.; Schneider, H. (Eds.), *Mangrove Dynamics and Management in North Brazil*. Springer Berlin Heidelberg. p. 171-188.
- Barros, J.C.N.; Francisco, J.A.; Vasconcelos-Filho, A.L. & Tenório, D.O. (2010). Moluscos encontrados no trato digestivo de *Sphoeroides testudineus* (LINNAEUS, 1758) Teleostei: Tetradontidae, no canal de Santa Cruz, Itamaracá-Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*. 5: 70-80.
- Benevides, E.A.; Vallinoto, M.N.S.; Fetter Filho, A.F.H.; Souza, J.R.B.; Silva-Oliveira, G.; Freitas, M.O.; Ferreira, B.P.; Hostim-Silva, M.; Bertoncini, A.A.; Blanchard, F. & Torres, R.A. (2014). When physical oceanography meets population genetics: The case study of the genetic/evolutionary discontinuity in the endangered goliath grouper (*Epinephelus itajara*; Perciformes: Epinephelidae) with comments on the conservation of the species. *Biochemistry Systematics Ecology* 56: 255-266.
- Bohnsack, J.A. & Bannerot, S.P. (1986). A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS*, 41: 1-15.
- Brasil (2014). Diário Oficial da União. Anexo I, Fauna Ameaçada de Extinção, p. 127-130.
- Campos, C.E.C. & Oliveira, J. E. L. (2001). Caracterização biométrica e merística do Saramunete, *Pseudupeneus maculatus* (Osteichthyes: Mullidae), em Ponta de Pedras, Pernambuco. *Boletim do Instituto de Pesca*. São Paulo 27: 185-189.
- Carvalho, R.A.A.; Cunha, F.E.A.; Montezuma, A.M.N. & Araújo, M.E. (2013). Captura e processamento de peixes recifais no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta Pesca Aquicultura*. 1(1):91-103.

-
- Castro, M.F.; Nascimento Medeiros, T.; França, E.J. & Severi, W. (2008). Occurrence of early life stages of *Hirundichthys affinis* (Günther, 1866) and *Cheilopogon* sp. (Beloniformes, Exocoetidae) in a tropical estuary, northeastern Brazil. *Revista Brasileira Zoociências*. 10.
- Cavalcanti, E.F.; Vasconcelos Filho, A.L.; Souza, S.T. & Guedes, D.S. (1998). Novas ocorrências de peixes para o Canal de Santa Cruz. *Caderno Ômega*, Recife 1: 7-16.
- Chaves, L.T.C.; Pereira, P.H.C. & Feitosa, J.L.L. (2013). Coral reef fish association with macroalgal beds on a tropical reef system in North-eastern Brazil. *Marine Freshwater Research*. 64: 1101-1101.
- Coelho, P.A.; Santos, M.A.C.; Botelho, E.R.O. & Souza, E.T. (1993). Alguns peixes ornamentais marinhos ocorrentes no litoral do município de Rio Formoso - PE. *Boletim Técnico Científico*, CEPENE. 1: 103-127.
- Costa, M.F.; Barbosa, S.C.T.; Barletta, M.; Dantas, D.V.; Kehrig, H.A.; Seixas, T.G. & Malm, O. (2009). Seasonal differences in mercury accumulation in *Trichiurus lepturus* (Cutlassfish) in relation to length and weight in a Northeast Brazilian estuary. *Environmental Science and Pollution Research*. 16: 423-430.
- Costa, M.F.; Landing, W.M.; Kehrig, H.A.; Barletta, M.; Holmes, C.D.; Barrocas, P.R.G.; Evers, D.C.; Buck, D.G.; Claudia Vasconcellos, A.; Hacon, S.S.; Moreira, J.C. & Malm, O. (2012). Mercury in tropical and subtropical coastal environments. *Environmental Research*. 119: 88-100.
- Costa, M.F.; Silva-Cavalcanti, J.S.; Barbosa, C.C.; Portugal, J.L. & Barletta, M. (2011). Plastics buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. *Journal Coastal Research*. 64: 339-343.
- Costa, T.L.M.; Vasconcelos-Filho, A.L. & Galiza-Viana, E.M. (1987). Aspectos gerais sobre a alimentação do cangulo, *Balistes vetula* Linnaeus, 1758 (Pisces - Balistidae) no estado de Pernambuco - Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 4: 71-88.
- Cunha, F.E.A.; Carvalho, R.A.A. & Araújo, M.E. (2012). Exportation of reef fish for human consumption: long-term analysis using data from Rio Grande do Norte, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*. São Paulo, 38: 369-378.
- Damasceno, J.S.; Siccha-Ramirez, R.; Morales, M.J.A.; Oliveira, C.; Torres, R.A.; Costa, E.N.; Silva-Oliveira, G.C.; Vallinoto, M.; Machado, L.F.; Tosta, V.C.; Farro, A.P.C. & Hostim-Silva, M. (2015). Mitochondrial DNA evidences reflect an incipient population structure in Atlantic goliath grouper (*Epinephelus itajara*, Epinephelidae) in Brazil. *Scientia Marina*, 79: 419-429.
-

- Dantas, D.V. & Barletta, M. (2016). Habitat use by *Centropomus undecimalis* in a rocky area of estuarine beach in north-east Brazil: habitat utilization by *Centropomus undecimalis*. *Journal of Fish Biology*. 89: 793–803.
- Dantas, D.V.; Barletta, M. & Costa, M.F. (2012). The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research*. 19: 600–606.
- Dantas, D.V.; Barletta, M. & Costa, M.F. (2015). Feeding ecology and seasonal diet overlap between *Stellifer brasiliensis* and *Stellifer stellifer* in a tropical estuarine ecocline: feeding ecology and diet overlap of *Stellifer* spp. *Journal of Fish Biology*. 86: 707–733.
- Dantas, D.V.; Barletta, M.; Costa, M.F.; Barbosa-Cintra, S.C.T.; Possatto, F.E.; Ramos, J.A.A.; Lima, A.R.A. & Saint-Paul, U. (2010). Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology*. 76: 2540–2557.
- Dantas, D.V.; Barletta, M.; Ramos, A.A.J.; Lima, A.R.A. & Costa, M.F. (2013). Seasonal diet shifts and overlap between two sympatric catfishes in an estuarine nursery. *Estuaries coasts*. 36: 237–256.
- Diedhiou, M.; Ferreira, B.P. & Rezende, S.M. (2004). Idade e crescimento da Guaiúba, *Lutjanus chrysurus* (Bloch, 1791), na costa Nordeste do Brasil. *Arquivo de Ciências Mar*. 37: 39–52.
- Ekau, W.; Westhaus-Ekau, P.; Macêdo, S.J. & Von-Dorrien, C. (2001). The larval fish fauna of the “Canal de Santa Cruz”- Estuary in Northeast Brazil. *Tropical Oceanography*. 29: 117–128.
- Eskinazi, A.M. (1967). Lista preliminar dos peixes estuarinos de Pernambuco e estados vizinhos (Brasil). *Trabalhos Oceanográficos*. UFPE 9: 265–274.
- Eskinazi, A.M. (1972). Peixes do canal de Santa Cruz - Pernambuco - Brasil. *Trabalhos Oceanográficos*. UFPE Brazil. 13: 283–302.
- Eskinazi-Leça, E. & Vasconcelos Filho, A.L. (1972). Diatomáceas no conteúdo estomacal de *Mugil* spp. (Pisces – Mugilidae). *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, 13:107–118.
- Eskinazi-Leça, E., Vasconcelos-Filho, A.L. & Silva, J.E. (1976). Aspectos gerais sobre a alimentação de peixes mugilídeos. *An. Univ. Fed. Rural PE*, 3: 143 – 155.
- Feitosa, C.V.; Araújo, M.E. & Correa, L.B. (2003). Cleaning activity of *Bodianus rufus* on *Clepticus brasiliensis* (Actinopterygii–Perciformes). *Coral Reefs* 22: 10–10.

-
- Feitosa, C.V.; Araújo, M.E. & Ferreira, B.P. (2017). Estimates on age, growth and mortality of the French angelfish *Pomacanthus paru* (Bloch, 1787) (Teleostei: Pomacanthidae) in the southwestern Atlantic. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(3): 409-414.
- Feitosa, C.V.; Chaves, L.C.T.; Ferreira, B.P. & Araújo, M.E. (2012). Recreational fish feeding inside Brazilian MPAs: impacts on reef fish community structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 1: 1-9.
- Feitosa, C.V.; Ferreira, B.P. & Araújo, M.E. (2008). A rapid new method for assessing sustainability of ornamental fish by-catch from coral reefs. *Marine Freshwater Research*. 59: 1092-1092.
- Feitosa, C.V.; Marques, S.; Araújo, M.E. & Ferreira, B.P. (2016). Reproduction of French angelfish *Pomacanthus paru* (Teleostei: Pomacanthidae) and implications for management of the ornamental fish trade in Brazil. *Marine Freshwater Research*. 67(5): 586-593.
- Feitosa, J.L.L.; Chaves, L.C.T.; Pereira, P.H.C.; Moraes, R.L.G. & Ferreira, B.P. (2012). Behavioral and ontogenetic colour changes of a poorly known lutjanid. *Marine Biology Research* (Online), 8: 906-911.
- Feitosa, J.L.L.; Concentino, A.M.; Teixeira, S.F. & Ferreira, B.P. (2012). Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) on Sout Western Atlantic algal-dominated reefs. *Journal of Sea Research* (Den Burg. Print), 70: 42-49.
- Feitosa, J.L.L. & Ferreira, B.P. (2015). Distribution and feeding patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. *Marine Ecology*. 36: 462-474.
- Fernandes, C.A.F.; Oliveira, P.G.V.; Oliveira, C.H.B.; Hazin, F.H.V. & Travassos, P. (2016). Oocyte development and fecundity type of the Brazilian Snapper *Lutjanus alexandrei* (Perciformes: Lutjanidae). *Brazilian of Journal Biology*. 76: 126-135.
- Fernandes, C.A.F.; Paulo, G.V.O.; Travassos, P.E.P. & Hazin, F.H.V. (2012). Reproduction of the Brazilian snapper, *Lutjanus alexandrei* Moura & Lindeman, 2007 (Perciformes: Lutjanidae), off the northern coast of Pernambuco, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(3):587-592.
- Ferreira, B.P. & Cava, F. (2001). Ictiofauna marinha da APA costa dos corais: lista de espécies através de levantamento da pesca e observações subaquáticas. *Boletim Técnico Científico*. CEPENE 9: 25-36.
-

- Ferreira, B.P.; Corrêa, F.C. & Ferraz, A.N. (1998). Relações morfométricas em peixes recifais da zona econômica exclusiva brasileira, região Nordeste. *Boletim Técnico Científico*. CEPENE 6.
- Ferreira, B.P.; D'Amico, T.M. & Reinhardt, M.H. (2005). Peixes ornamentais marinhos dos recifes de Tamandaré (PE): padrões de distribuição, conservação e educação ambiental.
- Ferreira, B.P.; Maida, M. & Souza, E.T. (1995). Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandaré - PE. *Boletim Técnico Científico* CEPENE 3: 213-230.
- Ferreira, B.P.; Maida, M. (2001). Fishing and the future of Brazil's Northeastern reefs. *International Newsletter of Coastal Management*. 38: 22-23.
- Ferreira, B.P. & Maida, M. (1995). Projeto Mero: apresentação de resultados preliminares. *Boletim Técnico Científico*. CEPENE 3: 201-210.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. & Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal Biogeography*. 31: 1093-1106.
- Ferreira, G.V.B.; Barletta, M.; Lima, A.R.A.; Dantas, D.V.; Justino, A.K.S. & Costa, M.F. (2016). Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) in a tropical estuary. *ICES Journal of Marine Science*. 73: 2695-2707.
- Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L.; Dominici-Arosemena, A. & Zalmon, I. (2004). Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. *Journal of Fish Biology*. 64: 1680-1699.
- Fonteles-Filho, A.A. (2011). Oceanografia, Biologia e Dinâmica Populacional de Recursos Pesqueiros. *Expressão Gráfica e Editora*. p. 145-175.
- França, E.J.; Severi, W.; Castro, M.F.; Medeiros, T.N. & El-Deir, A.C.A. (2007). Description of *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) (Atheriniformes: Atherinopsidae) larvae from the Jaguaribe River estuary, Itamaraca island, northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 369-374.
- Frédou, T. & Ferreira, B.P. (2005). Bathymetric trends of northeastern Brazilian snappers (Pisces, Lutjanidae): implications for the reef fishery dynamic. *Brazilian Archives Of Biology And Technology*. 48: 787-800.

-
- Frédou, T.; Ferreira, B. & Letourneur, Y. (2006). A univariate and multivariate study of reef fisheries off northeastern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 883-896.
- Giglio, V.J.; Bertoncini, A.A.; Ferreira, B.P.; Hostim-Silva, M. & Freitas, M.O. (2014). Landings of goliath grouper, *Epinephelus itajara*, in Brazil: despite prohibited over ten years, fishing continues. *Nat. Conserv. ICES. Journal of Marine Science*. London, Uk. 12: 118-123.
- Guedes, D.S. & Azevedo, S.B. (1972). Contribuição ao estudo da Ictiologia com novas ocorrências para Pernambuco. *Trabalhos Oceanográficos*. UFPE. Brazil. 13: 307-316.
- Guedes, D.S. & Vasconcelos Filho, A.L. (1980). Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco – Brasil. Informações sobre a alimentação dos bagres branco e amarelo (Pisces – Ariidae). *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, 15: 323 – 330.
- Guedes, D.S.; Vasconcelos-Filho, A.L. & Macêdo, R.M. (2005). Ictiofauna do infralitoral adjacente as margens do canal de Santa Cruz - Itapissuma, Pernambuco. *Boletim Técnico Científico CEPENE*. p. 65-75.
- Guimarães, A.S.; Travassos, P.; Souza-Filho, P.W.M.E.; Gonçalves, F.D. & Costa, F. (2010). Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system: Aquaculture and mangrove in Pernambuco (Brazil). *Aquacac Research*. 41: 828-838.
- Hastings, A. (1997). *Population Biology - Concepts and Models*. New York: Springer.
- Koike, L. & Guedes, D.S. (1981). Peixes dos arrecifes de Pernambuco e estados vizinhos, p.35-83 n: N. BANKS (Ed.). *Anais do III Encontro de Zoologia do Nordeste*. Recife, Univ. Fed. Rural Pernambuco, p. 115.
- Lacerda, C.H.F.; Barletta, M. & Dantas, D.V. (2014). Temporal patterns in the intertidal faunal community at the mouth of a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*. 85: 1571-1602.
- Leal, I.C.S.; Araújo, M.E.; Cunha, S.R. & Pereira, P.H.C. (2015). The influence of fire- coral colony size and agonistic behaviour of territorial Damselfish on associated coral reef fish communities. *Marine Environmental Research*. 108: 45-54.
- Leal, I.C.S.; Pereira, P.H.C. & Araújo, M.E. (2013). Coral reef fish association and behaviour on the fire coral *Millepora* spp. in north-east Brazil. *Journal of Marine Biological Association*. U. K. 93: 1703-1711.
-

- Leão, Z.; Minervino-Neto, A. ; Ferreira, B. P.; Feitosa, C.V.; Sampaio, C. L. S.; Costa-Sassi, C.F.; Neves, E.G.; Freire, F.A.M.; Silva, G.M.; Strenzel, G.M.R.; Sovierzoski, H.H.; Oliveira, J.E.L.; Mendes, L.F.; Soares, M.O.; Araújo, M.E.; Oliveira, M.D.M.; Maida, M.; Correia, M.D.; Rosa, R.S.; Roberto, S.; Johnson, R.; Francini-Filho, R.B. & Kikuchi, R. (2015). Monitoramento dos Recifes e Ecossistemas Coralinos. In: Alexander Turra e Márcia Regina Denadai. (Org.). Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - ReBentos. 1ed. São Paulo: biblioteca digital USP, 1: 1-258.
- Lessa, R.; Silva, C.R.; Dias, J.F. & Santana, F.M. (2015). Demography of the Agassiz's parrotfish *Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831) in north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*. U. K. 96: 1157-1166.
- Liedke, A.M.R.; Barneche, D.R.; Ferreira, C.E.L.; Segal, B.; Nunes, L.T.; Burigo, A.P.; Carvalho, J.A.; Buck, S.; Bonaldo, R.M. & Floeter, S.R. (2016). Abundance, diet, foraging and nutritional condition of the banded butterflyfish (*Chaetodon striatus*) along the western Atlantic. *Marine Biology*. 163:6.
- Lima, A.R.A. & Barletta, M. (2016). Lunar influence on prey availability, diet shifts and niche overlap between Engraulidae larvae in tropical mangrove creeks: Engraulidae larvae in mangrove creeks. *Journal of Fish Biology*. 89: 2133-2152.
- Lima, A.R.A.; Barletta, M. & Costa, M.F. (2015). Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 165: 213-225.
- Lima, A.R.A.; Barletta, M.; Costa, M.F.; Ramos, J.A.A.; Dantas, D.V.; Melo, P.A.M.C.; Justino, A.K.S. & Ferreira, G.V.B. (2015). Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases: ichthyoplankton and plastic debris in mangroves. *Journal of Fish Biology*. 89: 619-640.
- Lima, A.R.A.; Barletta, M.; Dantas, D.V.; Possato, F.E.; Ramos, J.A.A. & Costa, M.F. (2012). Early development and allometric shifts during the ontogeny of a marine catfish (*Cathorops spixii*-Ariidae). *Journal of applied ichthyology*, 28(2): 217-225.
- Lima, A.R.A.; Barletta, M.; Dantas, D.V.; Ramos, J.A.A. & Costa, M.F. (2013). Early development of marine catfishes (Ariidae): from mouth brooding to the release of juveniles in nursery habitats: development and growth of marine catfishes. *Journal of Fish Biology*. 82: 1990-2014.

-
- Lima, A.R.A.; Costa, M.F. & Barletta, M. (2014). Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research*. 132: 146–155.
- Lira, A.K.F. & Teixeira, S.F. (2008). Ictiofauna da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco. *Iheringia Série Zoologia*. 98: 475–480.
- Lira, A.S.; Lucena-Frédou, F.; Viana, A.P. & Frédou, T. (2017). Feeding ecology of the *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) and *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) in two tropical estuaries in Northeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 12: 123-135.
- Lopes, P.R.D. (1998). Nota sobre a alimentação de *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Actinopterygii: Engraulidae) na Praia de Jaguaribe (Ilha de Itamaracá), Pernambuco. *Acta Biologica Leopoldensia*. São Leopoldo. 2: 243-249.
- Lopes, P.R.D. (1999). Nota sobre alimentação de *Albula vulpes* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Albulidae) na praia de Jaguaribe (Ilha de Itamaracá), Pernambuco. *Sitientibus*. Feira Santada, 20: 15–22.
- Lopes, P.R.D. & Oliveira-Silva, J.T. (1998). Nota sobre alimentação de *Conodon nobilis* (Linnaeus) e *Polydactylus virginicus* (Linnaeus) (Actinopterygii: Haemulidae e Polynemidae) na praia de Jaguaribe (Ilha de Itamaracá), estado de Pernambuco. *Revista Bioikos*. PUC-Camp. 12: 53–59.
- Mariz, D.; Souza, A.C.F.F.; Teixeira, S.F.; Campos, S.S.; Lucena, R.F.P. & Nóbrega Alves, R.R. (2014). “Todo peixe no mar come e é comido”: o discurso do sujeito coletivo sobre o uso de iscas pelos pescadores artesanais marinhos de Recife (Pernambuco, Brasil). *Gaia Scientia*. 8.
- Marques, S. & Barreiros, J.P. (2015). Camouflage of the seahorse *Hippocampus reidi* with plastic debris: an unusual type of protective resemblance. *Marine Biodiversity* 46: 319–320.
- Marques, S. & Ferreira, B.P. (2010). Composição e características da pesca de armadilhas no litoral norte de Pernambuco–Brasil. *Boletim Técnico Científico CEPENE*. 18: 49–60.
- Marques, S. & Ferreira, B.P. (2011). Sexual development and reproductive pattern of the Mutton hamlet, *Alphestes afer* (Teleostei: Epinephelidae): a dyandric, hermaphroditic reef fish. *Neotropical Ichthyology*. 9: 547–558.
-

- Marques, V.M.; Silva-Falcão, E.C. & Severi, W. (2015). Estrutura da assembleia ictioplancônica em dois estuários tropicais de Pernambuco (Brasil), sujeitos a diferentes condições hidrológicas. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 10: 304-314.
- Matthews, L.H. (1926). The faunae of the reef at Pernambuco, *Brazil. Bol. Mus. Nasc.* Rio de Janeiro II. 2: 11-18.
- Mérigot, B.; Frédou, F.L.; Viana, A.P.; Ferreira, B.P.; Nascimento, E.C.J.; Beserra-Silva, C.A.J. & Frédou, T. (2016). Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. *Ocean Coastal Management*.
- Nelson, J.S. (2006). *Fishes of the World*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Odum, E.P. & Barrett, G.W. (2011). *Fundamentos de Ecologia*, Edição: 1a. ed. Cengage CTP, São Paulo.
- Oliveira, V.S. & Barbosa, J.M. (2010). Ocorrência do “Spanish Flag” *Gonioplectrus hispanus* (Cuvier, 1828) na costa de Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca* 5: 93-97.
- Paiva, A.C.G. & Araújo, M.E. (2010). Environmental characterization and spatial distribution of fish fauna in estuaries in the State of Pernambuco, Brazil. *Tropical Oceanography*. 38.
- Paiva, A.C.G.; Chaves, P. T. & Araújo, M.E. (2008). Estrutura de organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista Brasileira de Zoologia*. 25: 647-661.
- Paiva, A.C.G.; Lima, M.F.V.; Souza, J.R.B. & Araújo, M.E. (2009). Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brasil), with emphasis on reef fish. *Zoologia*. 26: 266-278.
- Paiva, C.C.; Lippi, D.L.; Caires, R.A.; Silva-Falcão, E.C. & Araújo, M.E. (2015). Range extension of *Scorpaena inermis* (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) in the southwestern Atlantic. *Check List* 11: 1788-1788.
- Pereira, P.H.C. (2014). “Swallowing it all”- Extreme ingestion capability of juvenile reef fish. *Biota Neotropica*. 14.
- Pereira, P.H.C.; Barros, B.; Zemol, R. & Ferreira, B.P. (2014). Ontogenetic diet changes and food partitioning of *Haemulon* spp. coral reef fishes, with a review of the genus diet. *Fish Biology and Fisheries*. 25: 245-260.

-
- Pereira, P.H.C.; Feitosa, J.L.L. & Ferreira, B.P. (2011). Mixed-species schooling behavior and protective mimicry involving coral reef fish from the genus *Haemulon* (Haemulidae). *Neotropical Ichthyol.* 9: 741-746.
- Pereira, P.H.C. & Ferreira, B.P. (2013). Effects of life phase and schooling patterns on the foraging behaviour of coral-reef fishes from the genus *Haemulon*: foraging activity of the genus *Haemulon*. *Journal of Fish Biology.* 82: 1226-1238.
- Pereira, P.H.C.; Ferreira, B.P. & Rezende, S.M. (2010). Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary, Pernambuco, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências.* 82: 617-628.
- Pereira, P.H.C.; Leal, I.C.S. & Araújo, M.E. (2016). Observer presence may alter the behaviour of reef fishes associated with coral colonies. *Marine Ecology.* 37: 760-769.
- Pereira, P.H.C.; Leal, I.C.S.; Araújo, M.E. & Souza, A.T. (2012). Feeding association between reef fishes and the fire coral *Millepora* spp. (Cnidaria: Hydrozoa). *Marine Biodiversity Records*, 5: 1-4.
- Pereira, P.H.C.; Moraes, R.L.; Santos, M.V.B.; Lippi, D.L.; Feitosa, J.L.L. & Pedrosa, M. (2014). The influence of multiple factors upon reef fish abundance and species richness in a tropical coral complex. *Ichthyological Research.* 61: 375-384.
- Pereira, P.H.C.; Santos, M.; Lippi, D.L. & Silva, P. (2016). Ontogenetic foraging activity and feeding selectivity of the Brazilian endemic parrotfish *Scarus zelindae*. *PeerJ*, 4: 2536-2536.
- Pereira, P.H.C.; Santos, M.V.B.; Lippi, D.L.; Silva, P.H.P. & Barros, B.; (2016). Difference in the trophic structure of fish communities between artificial and natural habitats in a tropical estuary. *Marine Freshwater Research.*
- Pinheiro, P.; Broadhurst, M.K.; Hazin, F.H.V.; Bezerra, T. & Hamilton, S. (2006). Reproduction in *Bagre marinus* (Ariidae) off Pernambuco, northeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology.* 22: 189-192.
- Possatto, F.E.; Barletta, M.; Costa, M.F.; Ivar S.J.A. & Dantas, D.V. (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin.* p. 1098-1102.
- Pough, F.H.; Heiser, J.B. & Janis, C. (2008). A vida dos vertebrados. 5 ed. Atheneu, São Paulo (SP).
-

- Ramos, J.; Barletta, M. & Costa, M. (2012). Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic Biology*. 17: 29-34.
- Ramos, J.A.A.; Barletta, M.; Dantas, D.V. & Costa, M.F. (2016). Seasonal and spatial ontogenetic movements of Gerreidae in a Brazilian tropical estuarine ecocline and its application for nursery habitat conservation: nursery habitat usage by gerreidae. *Journal of Fish Biology*. 89: 696-712.
- Ramos, J.A.A.; Barletta, M.; Dantas, D.V.; Lima, A.R.A. & Costa, M.F. (2011). Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks. *Journal of Fish Biology*. 78: 344-354.
- Ramos, J.A.A.; Barletta, M.; Dantas, D.V.; Lima, A.R.A. & Costa, M.F. (2014). Trophic niche and habitat shifts of sympatric Gerreidae: feeding ecology of sympatric gerreidae. *Journal of Fish Biology*. 85: 1446-1469.
- Rezende, S.M. & Ferreira, B.P. (2004). Age, growth and mortality of dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in the northeast coast of Brazil. *Brazil Journal of Oceanography*. 52: 107-121.
- Ricklefs, R. & Relyea, R. (2013). Ecology: The Economy of Nature, 7 ed. W. H. Freeman, New York.
- Rocha, A.A.F.; Silva-Falcão, E.C. & Severi, W. (2008). Alimentação das fases iniciais do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) no estuário do Rio de Jaguaribe, Itamaracá, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 3: 365-370.
- Rocha, L.A.; Rosa, I.L. & Rosa, R.S. (1998). Reef fishes from Paraíba, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 15: 553-566.
- Sadovy M.Y.; Craig, M.T.; Bertoncini, A.A.; Carpenter, K.E.; Cheung, W.W.L.; Choat, J.H.; Cornish, A.S.; Fennessy, S.T.; Ferreira, B.P.; Heemstra, P.C.; Liu, M.; Myers, R.F.; Pollard, D.A.; Rhodes, K.L.; Rocha, L. A.; Russell, B.C.; Samoilys, M.A. & Sanciangco, J. (2013). Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. *Fish and Fisheries*. 14: 119-136.
- Santana, F.M.S. & Severi, W. (2009). Composição e estrutura da assembléia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco. *Bioikos*. Campinas. 23: 3-19.
- Santana, F.M.S.; Severi, W.; Feitosa, C.V. & Araújo, M.E. (2013). The influence of seasonality on fish life stages and residence in surf zones: a case of study in a tropical region. *Biota Neotropica* 13: 181-192.

-
- Santana, F.M.S.; Silva-Falcão, E.C. & Severi, W. (2009). Ocorrência de *Chirocentrodon bleekermanus* (Pristigasteridae: Teleostei) em diferentes condições de maré na costa do Estado de Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*. 4: 144-154.
- Santos, D.C.; Hazin, F.V.; Fisher, A.F.; Feitosa, F.N. & Araújo, M.E. (2009). The creation of a shipwreck park off the coast of Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*. 3: 91-97.
- Santos, S.M. (1967). Contribuição ao estudo da agulha preta (*Hemiramphus brasiliensis*) (Pisces: Beloniformes, Hemiramphidae). *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*. 9/11: 285-303.
- Schwamborn, S.H. & Ferreira, B.P. (2002). Age structure and growth of the dusky damselfish, *Stegastes fuscus*, from Tamandaré reefs, Pernambuco, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. 63: 79-88.
- Severi, W.; Urach, B.F. & Castro, M.F. (2008). Occurrence of *Microdesmus bahianus* and *M. longipinnis* (Teleostei: Microdesmidae) larvae and juveniles in estuaries of the State of Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 3: 360-364.
- Shinozaki-Mendes, R.A.; Hazin, F.H.V.; Oliveira, P.G. & Carvalho, F.C. (2007). Reproductive biology of the squirrelfish, *Holocentrus adscensionis* (Osbeck, 1765), caught off the coast of Pernambuco, Brazil. *Scientia Marina*. 71: 715-722.
- Silva, J.E. & Vasconcelos Filho, A.L. (1972). Aspectos gerais sobre a alimentação de camorins (*Centropomus undecimalis*, Bloch e *Centropomus parallelus*, Poey). *An. Univ. Fed. Rural PE*, 2: 33 - 41.
- Silva-Falcão, E.C.; Severi, W. & Araújo, M.E. (2012). Spatial-temporal variation of *Achirus* larvae (Actinopterygii: Achiridae) in mangrove, beach and reef habitats in north-eastern Brazil. *Journal of Marine Biology Association*, U. K. 93: 381-388.
- Silva-Júnior, C.A.B.; Mérigot, B.; Lucena-Frédou, F.; Ferreira, B.P.; Coxey, M.S.; Rezende, S.M. & Frédou, T. (2016). Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 198: 413-420.
- Silva-Júnior, C.A.B.; Viana, A.P.; Frédou, F.L. & Frédou, T. (2015). Aspects of the reproductive biology and characterization of Sciaenidae captured as bycatch in the prawn trawling in the northeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 37: 1-1.
-

- Silva-Oliveira, G.C.; Silva, A.B.C.; Blanchard, F.; Nunes, Z.; Torres, R.A.; Sampaio, I. & Vallinoto, M. (2014). Primers for the amplification of the MHC II- chain exon 2 in the Atlantic goliath grouper (*Epinephelus itajara*). *Conservation and Genetics Resources* 6: 523-525.
- Smith, L.W. & Craig, M.T. (2007). Casting the Percomorph Net Widely: The Importance of Broad Taxonomic Sampling in the Search for the Placement of Serranid and Percid Fishes. *Copeia*, 1: 35-55.
- Soulé, M.E. (1985). What is conservation biology? A new syntetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience*, 35(11): 727-734.
- Teixeira, S.F. & Campos, S.S. (2000). Ocorrência de *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860) (Teleostei: Serranidae: Epinephelinae) no Canal de Santa Cruz, Pernambuco. Brasil. *Tropical Oceanography*, 28: 189-194.
- Teixeira, S.F.; Ferreira, B.P. & Padovan, I.P. (2004). Aspects of fishing and reproduction of the black grouper *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860) (Serranidae: Epinephelinae) in the Northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2: 19-30.
- Teixeira, S.F.; Henriques, K.M.C.; Vasconcelos Filho, A.L. & Campos, S.S. (2015). Distribuição sazonal de Pleuronectiformes (Actinopterygii) em uma zona estuarina impactada no nordeste do Brasil. *Rev. Nord. Zool.*, 9:1-15.
- Torres, R.A.; Feitosa, R.B.; Carvalho, D.C.; Freitas, M.O.; Hostim-Silva, M. & Ferreira, B.P. (2013). DNA barcoding approaches for fishing authentication of exploited grouper species including the endangered and legally protected goliath grouper *Epinephelus itajara*. *Scientia Marina* 77: 409-418.
- Torres, R.A.; Santos, F.A.; Andrade, F.R.S.; Gondolo, G.F. & Lessa, R.P.R. (2015). Disentangling the controversial identity of the halfbeak stock (*Hemiramphus brasiliensis* and *H. balao*) from northeastern Brazil using multilocus DNA markers. *Fish Biology*. 25: 379-394.
- Vasconcelos-Filho A.L. (1979). Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. IV. Alimentação da sardinha bandeira, *Opisthonema oglinum* (Le Sueur, 1817), no Canal de Santa Cruz. *Trabalhos Oceanográficos UFPE*. Recife, 14: 105-116.
- Vasconcelos-Filho, A.L.; Acioli, F.D. & Guedes, D.S. (1994). Peixes do estuário do rio Paripe (Itamaracá-PE). *Trabalhos Oceanográficos UFPE*, Brazil. 23: 65-77.

-
- Vasconcelos-Filho, A.L.; Cavalcanti, E.F. & Souza, S.T. (1994). Composição e distribuição da fauna ictiológica no Canal de Santa Cruz (Parte Sul de Itamaracá). *Revista Nordestina de Zoologia*. Recife, 1(1): 247-262.
- Vasconcelos-Filho, A.L.; Guedes, D.S.; Galiza, E.M.B. & Azevedo-Araújo, S.E. (1984). Hábitos alimentares de alguns peixes estuarinos. *Trabalhos Oceanográficos UFPE*. Recife, 18: 231-260.
- Vasconcelos-Filho, A.L., Guedes, D.S. & Sobrinho, D.G. (1990). Taxonomia e ecologia da fauna ictiológica da área de Suape (Pernambuco – Brasil). *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, 21: 305-343.
- Vasconcelos-Filho, A.L. & Eskinazi, A.M. (1999). Composição e ecologia da ictiofauna do canal de Santa Cruz (Itamaracá – PE, Brasil). *Trabalhos Oceanográficos UFPE*, Brazil. 27: 101-113.
- Vasconcelos-Filho, A.L.; Neumann-Leitão, S.; Eskinazi-Leça, E. & Oliveira, A.M.E. (2010). Hábitos alimentares de peixes consumidores secundários do Canal de Santa Cruz, Pernambuco. Brasil. *Tropical Oceanography* p. 38.
- Vasconcelos-Filho, A.L.; Neumann-Leitão, S.; Eskinazi-Leça, E.; Schwamborn, R.; Oliveira, A.M.E. & Paranaguá, M.N. (2003). Trophic interactions between fish and other compartment communities in a tropical estuary in Brazil as indicator of environmental quality. *WIT Trans. Ecology. Environ.* p. 63.
- Vasconcelos-Filho, A.L.; Neumann-Leitão, S.; Ramos-Porto, M. & Almeida, Z.S. (2007). Biologia alimentar de *Citharichthys spilopterus* (Paralichthyidae) em um estuário tropical, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*. 2: 6-12.
- Vasconcelos-Filho, A.L.; Silva, K.C. & Acioli, F.D. (1998). Hábitos alimentares de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Tetraodontidae), no canal de Santa Cruz, Itamaracá-PE. *Trabalhos Oceanográficos UFPE*, Brazil. 26: 145-157.
- Véras, D.P.; Vieira, H.F.H.; Costa e Silva, R.C.O.; Moura, L.R. & Tolotti, M.T. (2009). Biologia reprodutiva do budião-batata, *Sparisoma frondosum* (Actinopterygii: Scaridae), capturado na costa central do Estado de Pernambuco. *Arquivos de Ciências do Mar*, 42: 40-51.
- Viana, A.P.; Frédou, L.F.; Menard, F.; Frédou, T.; Ferreira, V.; Lira, A.S. & Le-Lochc, F. (2016). Length-weight relations of 70 fish species from tropical coastal region of Pernambuco, Northeast Brazil. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 46: 271-277.
-

Viana, D.F.; Hazin, F.H.V. & Oliveira, P.G. (2015). Reproductive biology of lane snapper, *Lutjanus synagris* (Perciformes: Lutjanidae), off northern Pernambuco state, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar*. 48: 67-73.

ANEXO 6.1 – Publicações em revistas científicas com foco na ictiofauna costeira de Pernambuco no período de 50 anos (1967 a 2017), listadas por categoria de linha de pesquisa, táxons, localidade e ecossistema; estuário com manguezal (EST), recife (REC), prados de fanerógamas (FNR), praia (PRA) e plataforma continental de Pernambuco (PCP).

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Taxonomia	Actinopterygii	EST	Pernambuco	Eskinazi, 1967
Biologia Populacional	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	EST-PRA	Pernambuco	Santos, 1967
Ecologia	Actinopterygii	REC-EST	Itamaracá	Eskinazi, 1972
Biologia Populacional	Mugilidae	EST	Canal de Santa Cruz	Eskinazi-Leça & Vasconcelos-Filho, 1972
Taxonomia	Actinopterygii	FNR-EST-REC	Recife e litoral sul	Guedes & Azevedo, 1972
Biologia Populacional	Centropomidae	EST	Canal de Santa Cruz	Silva & Vasconcelos-Filho, 1972
Biologia Populacional	Mugilidae	EST	Canal de Santa Cruz	Eskinazi-Leça, Vasconcelos-Filho & Silva, 1976
Biologia Populacional	<i>Opisthonema oglinum</i>	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, 1979
Taxonomia	Actinopterygii	EST-PRA-REC	Itamaracá	Azevedo & Guedes, 1980
Biologia Populacional	<i>Sciades</i> spp.	EST	Itamaracá	Guedes & Vasconcelos-Filho, 1980
Biologia Populacional	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, Guedes, Galiza & Azevedo-Araújo, 1984
Biologia Populacional	<i>Balistes vetula</i>	EST-PRA-REC	Recife-Jaboatão	Costa, Vasconcelos-Filho & Galiza-Viana, 1987
Taxonomia	Actinopterygii	EST-PRA	Suape	Vasconcelos-Filho, Guedes & Sobrinho, 1990

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Biologia da Conservação	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Coelho, Santos, Botelho & Souza, 1993
Biologia Populacional	<i>Gobionellus oceanicus</i>	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, Silva-Cunha & Cavalcanti, 1993
Taxonomia	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, Alcioli & Guedes, 1994
Biologia Populacional	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, Cavalcanti & Souza, 1994
Biologia da Conservação	<i>Epinephelus adscensionis</i>	REC	Tamandaré	Ferreira & Maida, 1995
Ecologia	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Ferreira, Maida & Souza, 1995
Biologia Populacional	<i>Achirus lineatus</i>	EST	Itamaracá	Almeida, Fonsêca-Genevois & Vasconcelos-Filho, 1997
Taxonomia	Pleuronectiformes	EST	Itamaracá	Almeida & Vasconcelos-Filho, 1997
Taxonomia	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Almeida, Acioli & Vasconcelos-Filho, 1998
Taxonomia	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Cavalcanti, Vasconcelos-Filho, Souza & Guedes, 1998
Dinâmica Populacional	Actinopterygii	REC	Pernambuco	Ferreira, Corrêa & Ferraz, 1998
Biologia Populacional	<i>Lycengraulis grossidens</i>	PRA	Itamaracá	Lopes, 1998
Biologia Populacional	Haemulidae -Polynemidae	PRA	Itamaracá	Lopes & Oliveira-Silva, 1998
Biologia Populacional	<i>Sphoeroides testudineus</i>	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, Silva & Acioli, 1998
Biologia Populacional	<i>Albula vulpes</i>	PRA	Jaguaribe	Lopes, 1999
Ecologia	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho & Eskinazi, 1999

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Taxonomia	<i>Mycteroperca bonaci</i>	FNR-EST	Itamaracá	Teixeira & Campos, 2000
Taxonomia	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	REC	Goiana	Campos & Oliveira, 2001
Ecologia	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Ekau, Westhaus-Ekau, Macêdo & Von-Dorrien, 2001
Taxonomia	Actinopterygii	REC	Litoral sul	Ferreira & Cava, 2001
Biologia da Conservação	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Ferreira & Maida, 2001
Dinâmica Populacional	<i>Stegastes fuscus</i>	REC	Tamandaré	Schwamborn & Ferreira, 2002
Taxonomia	<i>Stegastes</i> spp.	REC	Tamandaré	Araújo, Paiva, César & Silva, 2003
Biologia Populacional	Labridae	REC	Olinda	Feitosa, Araújo & Correa, 2003
Biologia Populacional	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Vasconcelos Filho <i>et al.</i> , 2003
Biologia da Conservação	Actinopterygii	EST-PRA-REC	Ipojuca	Alcântara, Ferreira & Travassos, 2004
Biologia Populacional	Gobiidae-Pomacentridae	REC	Ipojuca	Araújo, Paiva & Mattos, 2004
Dinâmica Populacional	<i>Lutjanus chrysurus</i>	REC	Pernambuco	Diedhiou, Ferreira & Rezende, 2004
Biologia Populacional	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Ferreira <i>et al.</i> , 2004
Dinâmica Populacional	<i>Lutjanus jocu</i>	REC	Pernambuco	Rezende & Ferreira, 2004
Biologia Populacional	<i>Mycteroperca bonaci</i>	REC	Pernambuco	Teixeira, Ferreira & Padovan, 2004
Dinâmica de Populações	<i>Acanthurus</i> spp.	REC	Serrambi	Araújo <i>et al.</i> , 2005
Ecologia	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Ferreira, D'Ámico & Reinhardt, 2005
Biologia da Conservação	Lutjanidae	REC	Pernambuco	Frédou & Ferreira, 2005

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Ecologia	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Guedes, Vasconcelos-Filho & Macêdo, 2005
Biologia da Conservação	Actinopetrygii	REC	Pernambuco	Frédou & Letourneur, 2006
Biologia Populacional	<i>Bagre marinus</i>	PRA	Pernambuco	Pinheiro <i>et al.</i> , 2006
Taxonomia	<i>Atherinella brasiliensis</i>	EST	Itamaracá	França <i>et al.</i> , 2007
Biologia Populacional	<i>Holocentrus adscensionis</i>	REC	Paulista-Olinda-Recife	Shinozaki-Mendes, Hazin, Oliveira & Carvalho, 2007
Biologia Populacional	<i>Citharichthys spilopterus</i>	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, Neumann-Leitão, Ramos-Porto & Almeida, 2007
Taxonomia	Exocoetidae	EST	Rio Formoso	Castro, Medeiros, França & Severi, 2008
Biologia da Conservação	Chaetodontidae-Pomacanthidae	REC	Itamaracá	Feitosa, Ferreira & Araújo, 2008
Ecologia	Actinopterygii	PRA	Jaguaribe	Lira & Teixeira, 2008
Ecologia	Actinopterygii	EST	Rio Formoso	Paiva, Chaves & Araújo, 2008
Biologia Populacional	<i>Atherinella brasiliensis</i>	EST	Jaguaribe	Rocha, Silva-Falcão & Severi, 2008
Taxonomia	<i>Microdesmus</i> spp.	EST	Rio Formoso	Severi, Urach & Castro, 2008
Taxonomia	<i>Stegastes fuscus</i>	REC	Recife	Araújo, Maranhão, Vêras & Hazin, 2009
Biologia Populacional	<i>Myrichthys ocellatus</i>	REC	Porto-Serrambi-Tamandaré	Araújo <i>et al.</i> , 2009
Biologia da Conservação	<i>Trichiurus lepturus</i>	EST	Goiana	Costa <i>et al.</i> , 2009
Ecologia	Actinopterygii	EST-PRA-REC	Rio Formoso	Paiva, Lima, Souza & Araújo, 2009
Ecologia	Actinopterygii	PRA	Jaguaribe	Santana & Severi, 2009

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Biologia Populacional	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	PRA	Jaguaribe	Santana, Silva-Falcão & Severi, 2009
Ecologia	Actinopterygii	REC	Recife	Santos <i>et al.</i> , 2009
Biologia Populacional	<i>Sparisoma frondosum</i>	REC	Recife-Litoral Norte	Véras <i>et al.</i> , 2009
Biologia Populacional	<i>Masturus lanceolatus</i>	PRA-EST	Rio Una	Araújo <i>et al.</i> , 2010
Ecologia	Actinopterygii	EST	Goiana	Barletta & Saint-Paul, 2010
Biologia Populacional	<i>Sphoeroides testudineus</i>	EST	Itamaracá	Barros, Francisco, Vasconcelos-Filho & Tenório, 2010
Ecologia	Ariidae	EST	Goiana	Dantas <i>et al.</i> , 2010
Biologia da Conservação	Actinopterygii	EST	Canal de Santa Cruz-Rio Goiana	Guimarães <i>et al.</i> , 2010
Biologia da Conservação	Actinopterygii	REC	Itamaracá	Marques & Ferreira, 2010
Taxonomia	<i>Gonioplectrus hispanus</i>	REC	Plataforma Pernambuco	Oliveira & Barbosa, 2010
Ecologia	Actinopterygii	EST	Rio Formoso	Paiva & Araújo, 2010
Ecologia	Actinopterygii	FNR	Rio Formoso	Pereira, Ferreira & Rezende, 2010
Biologia Populacional	Actinopterygii	EST	Itamaracá	Vasconcelos-Filho, Neumann-Leitão, Eskinazi-Leça & Oliveira, 2010
Biologia da Conservação	<i>Trichiurus lepturus</i>	EST	Goiana	Barbosa <i>et al.</i> , 2011
Biologia da Conservação	Actinopterygii	EST	Goiana	Costa <i>et al.</i> , 2011
Dinâmica Populacional	<i>Alphestes afer</i>	REC	Pernambuco	Marques & Ferreira, 2011
Biologia Populacional	<i>Haemulon</i> spp.	REC	Tamandaré	Pereira, Feitosa & Ferreira, 2011
Biologia da Conservação	Ariidae	EST	Goiana	Possato <i>et al.</i> , 2011

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Ecologia	Actinopterygii	EST	Goiana	Ramos <i>et al.</i> , 2011
Biologia da Conservação	<i>Trichiurus lepturus</i>	EST	Goiana	Barletta <i>et al.</i> , 2012
Biologia da Conservação	Actinopterygii	EST	Goiana	Costa <i>et al.</i> , 2012
Biologia da Conservação	<i>Stellifer</i> spp.	EST	Goiana	Dantas, Barletta & Costa, 2012
Ecologia	<i>Lutjanus alexandrei</i>	FNR-EST-REC	Tamandaré	Feitosa <i>et al.</i> , 2012
Biologia Populacional	<i>Stegastes</i> spp.	REC	Tamandaré	Feitosa, Concentino, Teixeira & Ferreira, 2012
Biologia Populacional	<i>Lutjanus alexandrei</i>	REC	Itamaracá	Fernandes, Oliveira, Travassos & Hazin, 2012
Dinâmica Populacional	<i>Cathorops spixii</i>	EST	Goiana	Lima <i>et al.</i> , 2012
Biologia Populacional	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Pereira, Leal, Araújo & Souza, 2012
Biologia Populacional	Ophichthidae	REC	Tamandaré	Pereira, Feitosa, Chaves & Araújo, 2012
Biologia da Conservação	Gerreidae	EST	Goiana	Ramos, Barletta & Costa, 2012
Ecologia	<i>Achirus</i> spp.	FNR-EST-PRA-REC	Rio Formoso	Silva-Falcão, Severi & Araújo, 2012
Ecologia	Actinopterygii	FNR-REC	Tamandaré	Chaves, Pereira & Feitosa, 2013
Biologia Populacional	<i>Cathorops</i> spp.	EST	Goiana	Dantas <i>et al.</i> , 2013
Biologia Populacional	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Leal, Pereira & Araújo, 2013
Dinâmica Populacional	<i>Cathorops</i> spp.	EST	Goiana	Lima <i>et al.</i> , 2013
Biologia Populacional	<i>Haemulon</i> spp.	REC	Tamandaré	Pereira & Ferreira, 2013
Biologia da Conservação	Epinephelidae	REC	Pernambuco	Sadovy <i>et al.</i> , 2013

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Ecologia	Actinopterygii	PRA	Jaguaribe-Itamaracá	Santana, Severi, Feitosa & Araújo, 2013
Biologia da Conservação	Epinephelidae	Não informado	Pernambuco	Torres <i>et al.</i> , 2013
Ecologia	<i>Epinephelus itajara</i>	EST	Rio Formoso	Benevides <i>et al.</i> , 2014
Biologia da Conservação	<i>Epinephelus itajara</i>	Não informado	Pernambuco	Giglio <i>et al.</i> , 2014
Ecologia	Actinopterygii	PRA	Goiana	Lacerda, Barletta & Dantas, 2014
Biologia da Conservação	Actinopterygii	EST	Goiana	Lima, Costa & Barletta, 2014
Biologia da Conservação	Actinopterygii	Não informado	Brasília Teimosa	Mariz <i>et al.</i> , 2014
Biologia Populacional	Epinephelidae-Blenniidae	REC	Tamandaré	Pereira, 2014
Dinâmica Populacional	<i>Haemulon</i> spp.	REC	Tamandaré	Pereira, Barros, Zemoi & Ferreira, 2014
Ecologia	Actinopterygii	REC	Litoral sul	Pereira <i>et al.</i> , 2014
Ecologia	Gerreidae	EST	Goiana	Ramos <i>et al.</i> , 2014
Dinâmica Populacional	<i>Epinephelus itajara</i>	Não informado	Pernambuco	Silva-Oliveira <i>et al.</i> , 2014
Dinâmica Populacional	<i>Lutjanus alexandrei</i>	EST-REC	Pernambuco	Aschenbrenner & Ferreira, 2015
Ecologia	<i>Epinephelus itajara</i>	EST-REC	Tamandaré	Damasceno <i>et al.</i> , 2015
Biologia Populacional	<i>Stellifer</i> spp.	EST	Goiana	Dantas, Barletta & Costa, 2015
Biologia Populacional	Scarinae	REC	Tamandaré	Feitosa & Ferreira, 2015
Biologia Populacional	<i>Pomacanthus paru</i>	REC-PCP	Itamaracá	Feitosa, Marques, Araújo & Ferreira, 2015
Biologia Populacional	Actinopetrygii	REC	Tamandaré	Leal, Araújo, Cunha & Pereira, 2015
Dinâmica Populacional	<i>Sparisoma frondosum</i>	PCP	Itamaracá	Lessa, Silva, Dias & Santana, 2015
Ecologia	Actinopterygii	EST	Goiana	Lima, Barletta & Costa, 2015

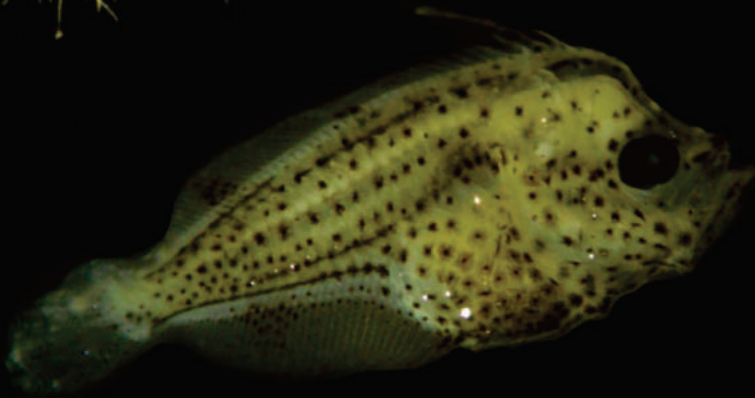
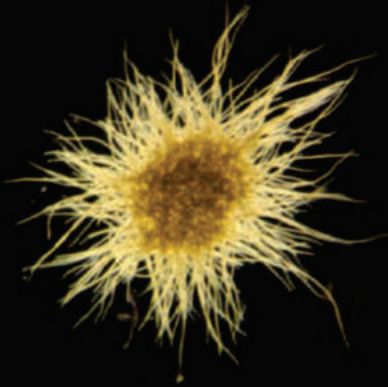
CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Ecologia	Actinopterygii	EST	Goiana	Lima <i>et al.</i> , 2015
Biologia Populacional	<i>Hippocampus reidi</i>	EST	Rio Formoso	Marques & Barreiros, 2015
Ecologia	Actinopterygii	EST	Suape-Rio Formoso	Marques, Silva-Falcão & Severi, 2015
Taxonomia	<i>Scorpaena inermis</i>	EST	Pernambuco	Paiva <i>et al.</i> , 2015
Biologia Populacional	Scianidae	PCP	Sirinhaém	Silva-Júnior, Viana, Frédou & Frédou, 2015
Ecologia	Pleuronectiformes	EST	Recife	Teixeira, Henriques, Vasconcelos-Filho & Campos, 2015
Dinâmica Populacional	<i>Hemiramphus</i> spp.	PRA	Pernambuco	Torres <i>et al.</i> , 2015
Biologia Populacional	<i>Lutjanus synagris</i>	PCP	Itamaracá	Viana <i>et al.</i> , 2015
Dinâmica Populacional	<i>Lutjanus alexandrei</i>	EST-REC	Pernambuco	Aschenbrenner, Ferreira & Rooker, 2016
Dinâmica Populacional	<i>Lutjanus</i> spp.	EST-REC	Tamandaré-Rio Formoso	Aschenbrenner, Hackradt & Ferreira, 2016
Biologia Populacional	Lutjanidae-Muraenidae	EST	Pernambuco	Aschenbrenner & Marques, 2016
Dinâmica Populacional	<i>Centropomus undecimalis</i>	REC	Paulista	Dantas & Barletta, 2016
Biologia Populacional	<i>Lutjanus alexandrei</i>	PCP	Itamaracá	Fernandes <i>et al.</i> , 2016
Biologia da Conservação	<i>Cynoscion acoupa</i>	EST	Goiana	Ferreira <i>et al.</i> , 2016
Biologia Populacional	<i>Chaetodon striatus</i>	REC	Tamandaré	Liedke <i>et al.</i> , 2016
Ecologia	Engraulidae	EST	Goiana	Lima & Barletta, 2016
Ecologia	Actinopterygii	EST	Pernambuco	Mérigot <i>et al.</i> , 2016
Biologia Populacional	Actinopterygii	REC	Tamandaré	Pereira, Leal & Araújo, 2016
Dinâmica Populacional	<i>Scarus zelindae</i>	REC	Tamandaré	Pereira, Santos, Lippi & Silva, 2016

CATEGORIA	TÁXON	ECOSSISTEMA	LOCALIDADE	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Ecologia	Actinopterygii	EST	Rio Formoso	Pereira <i>et al.</i> , 2016
Dinâmica Populacional	Gerreidae	EST	Goiana	Ramos, Barletta, Dantas & Costa, 2016
Ecologia	Actinopterygii	EST	Litoral Sul	Silva-Júnior <i>et al.</i> , 2016
Ecologia	Actinopterygii	EST	Sirinhaém-Itamaracá	Viana <i>et al.</i> , 2016
Dinâmica Populacional	<i>Pomacanthus paru</i>	PCP	Itamaracá	Feitosa, Araújo & Ferreira, 2017
Biologia Populacional	<i>Centropomus</i> spp.	EST	Sirinhaém-Canal de Santa Cruz	Lira, Lucena-Frédou, Viana & Frédou, 2017

CAPÍTULO 7

Organismos planctônicos: alga *Trichodesmium* sp (esquerda),
copepoda Temora stylifera (direita) e larva de *Achirus lineatus* (abaixo).

Fotos: Elisabeth Cabral e Lucas Figuerêdo.



INTERAÇÕES TRÓFICAS ENTRE PEIXES E O ZOOPLÂNTON

Jana Ribeiro de Santana, Xiomara Franchesca García Díaz e Sigrid Neumann Leitão

7.1. RELAÇÕES TRÓFICAS NO PLÂNTON

A comunidade planctônica compreende a base da teia trófica pelágica nos oceanos, sendo formada por uma grande variedade de organismos que vivem na coluna d'água em todas as profundidades. Na fração animal do plâncton, quase todos os filos de metazoários têm representantes em pelo menos uma etapa de seu ciclo de vida, incluindo os cordados, como muitos peixes que passam suas fases de ovo e larva no plâncton. As populações de peixes podem ser afetadas pelas oscilações no zooplâncton, com importantes consequências econômicas (Longhurst & Pauly, 1987). Isto é de grande relevância, uma vez que os pequenos pelágicos são parte de uma cadeia alimentar baseada na comunidade zooplânctônica (Levinton, 1995).

A interação entre predador e presa pode ser descrita como um processo que envolve várias etapas: desde a procura, o encontro, a captura e finalmente a ingestão (Holling, 1965; Gerritsen & Strickler, 1977). O estudo simultâneo das comunidades de plâncton e peixes é crucial para a compreensão do funcionamento de um ecossistema e suas interações tróficas. É sabido que a densidade, a composição de espécies e a distribuição de tamanho do plâncton são controladas não só pelas condições de nutrientes, mas também pelos peixes pelágicos. Pequenos peixes, além de larvas e ovos de diversas espécies de peixes e o zooplâncton possuem interações complexas em diferentes níveis da cadeia trófica (Alvariño, 1980, 1985), apresentando relações recíprocas de alimentação de grande importância ecológica (Rodríguez & Rubin, 1991). Essas relações são afetadas por situações que determinam a distribuição do plâncton, tais como: retenção mecânica das partículas, reação dos organismos às variáveis ambientais, relação fito-zooplâncton, interações presa-predador e comportamento de agregação para alimentação e reprodução (Okubo & Levin, 2001).

Para a comunidade nectônica essas relações podem ser positivas ou negativas uma vez que a maioria dos peixes, em alguma fase da vida, necessita do plâncton para se alimentar (Lazarro, 1987; Watanabe, Kitajana & Fujita, 1983; Turner, 1984). Do ponto de vista do ictioplâncton como predador, a relação é positiva por garantir a sua sobrevivência na fase larval, e negativa quando se tornam presa de outros organismos, inclusive zooplânctônicos (Sanvicente-Añorve, Soto, Espinosa-Fuentes & Flores-Coto, 2006).

Na relação negativa, duas principais interações ecológicas são observadas: a predação e a competição. A predação das larvas e ovos de peixes depende de três características fundamentais: tamanho do organismo, capacidade natatória e comportamento da presa e do predador (Cowan & Houde, 1992). Dessa forma, quanto menor for o tamanho dos organismos, maior será a sua taxa de crescimento (Fenchel, 1974), e conseqüentemente, maior a possibilidade de encontro com o predador (Sanvicente-Añorve, Soto, Espinosa-Fuentes & Flores-Coto, 2006). Na maioria das vezes, o encontro do ictioplâncton com organismos gelatinosos causa uma grande mortalidade nas larvas de peixes (Purcell *et al*, 1994). A capacidade natatória das larvas vitelínicas é pouca e no caso dos ovos nenhuma, fazendo com que esses organismos fiquem mais vulneráveis à predação (Purcell & Arai, 2001).

Na competição interespecífica geralmente há uma sobreposição alimentar entre as larvas de peixes e os principais grupos de predadores do zooplâncton, como cnidários, ctenóforos e quetognatos (Purcell & Arai, 2001). Um bom exemplo de item alimentar em comum a esses grupos são os Copepoda, fazendo parte da alimentação de larvas de peixes, quetognatos e gelatinosos (Young, 1992; Duró & Saiz, 2000; Purcell & Sturdevant, 2001). Com relação à competição intraespecífica, uma possível adaptação das larvas de peixes para diminuir a mortalidade é a variabilidade no tamanho das larvas (Karaseva, 1991), permitindo-lhes se alimentar de diferentes itens.

Para que haja uma relação positiva entre os diversos estágios do ciclo de vida dos peixes e o zooplâncton é necessária a disponibilidade de itens alimentares no tamanho adequado ao peixe e uma menor predação, principalmente por organismos gelatinosos (Sanvicente-Añorve, Soto, Espinosa-Fuentes & Flores-Coto, 2006).

7.2. ECOLOGIA ALIMENTAR DO ICTIOPLÂNCTON

A relação alimentar entre os peixes e os demais organismos planctônicos começa principalmente nos estágios larvais dos peixes. Esta relação pode persistir até a fase adulta, momento em que o hábito alimentar é definido (Castagnolli & Cyrino, 1986; Lazzaro, 1987).

Os peixes que possuem o plâncton em sua dieta alimentar são conhecidos como planctófagos, podendo ser obrigatórios (se alimentam exclusivamente de plâncton), ou facultativos (alternam entre plâncton e outros alimentos, como partículas em suspensão). Os planctófagos facultativos são mais encontrados em áreas litorâneas, enquanto que os obrigatórios são mais encontrados em áreas pelágicas, onde o plâncton é a fonte alimentar dominante (Lazzaro, 1987). Durante a fase larval, o peixe se utiliza de muitas táticas para garantir sua sobrevivência. Estas táticas vão desde estratégias de como alcançar o item alimentar (Hunter, 1981), até tentativas de não ser predado, modificando sua distribuição vertical em locais que apresentam distribuição distinta de predadores e presas (Fortier & Harris, 1989).

Para capturar uma presa, a larva de peixe adota estratégias como manter movimentos sinuosos (Hunter, 1981). A seleção dessas presas depende da disponibilidade dos itens alimentares em seu hábitat, bem como, de uma presa de tamanho compatível ao de sua boca (Kurtz & Matsuura, 2001; Dickmann, Möllmann & Voss, 2007). Geralmente, o tamanho da presa escolhida por um predador aumenta à medida que o mesmo aumenta de tamanho (Scharf, Juanes & Rountree, 2000; Kurtz & Matsuura, 2001; Dickmann, Möllmann & Voss, 2007).

As larvas de peixes podem variar de tamanho de acordo com o estágio de flexão da notocorda, o qual pode ser classificado em três tipos: pré-flexão, flexão e pós-flexão. Esses estágios são definidos de acordo com Miller e Kendall Jr. (2009) a seguir. O estágio no qual a larva apresenta o menor tamanho e está pouco desenvolvida é o de pré-flexão. Porém, a larva apresenta caracteres que lhes auxiliam na captura das presas tais como poder sensorial e motor, mandíbula móvel, estômago funcional, visão desenvolvida em ambientes iluminados e nadadeiras peitorais que lhes conferem melhor movimento. Quando a ponta da notocorda se curva dorsalmente, a larva entra no estágio de flexão. Nesse momento há uma mudança no formato do corpo da larva, deixando-a um pouco mais desenvolvida do que no estágio de pré-flexão. A nadadeira caudal começa a se desenvolver

ventralmente e os raios de todas as nadadeiras também se desenvolvem. Assim como no estágio de pré-flexão, essas larvas ainda apresentam respiração cutânea. Assim que a notocorda completa o processo de flexão, a larva inicia o estágio de pós-flexão, o último da fase larval. Neste, a larva apresenta um maior tamanho. Seus elementos esqueléticos continuam sofrendo a ossificação e as especializações, que auxiliam na captura das presas, estão mais desenvolvidas. Nesse estágio, a larva começa a ter uma respiração branquial.

Um exemplo de aumento no tamanho dos itens alimentares de acordo com o aumento do tamanho da larva é observado na dieta das larvas de *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) do estuário do rio Jaguaribe, em Itamaracá (PE). Durante a fase de pré-flexão, a dieta foi composta por tintínídeos e microalgas, e no estágio de flexão, no qual a larva apresenta maior tamanho, foram encontrados itens maiores como crustáceos (Rocha, Rocha, Robertson & Bowen, 2008) (Figura 7.1).

Essa relação do tamanho da presa e do predador é tão forte que Ciechomski & Sánchez (1983) sugeriram que existe um acoplamento do ciclo de vida desses grupos pelágicos, promovendo assim, uma maior sobrevivência das larvas de peixes.

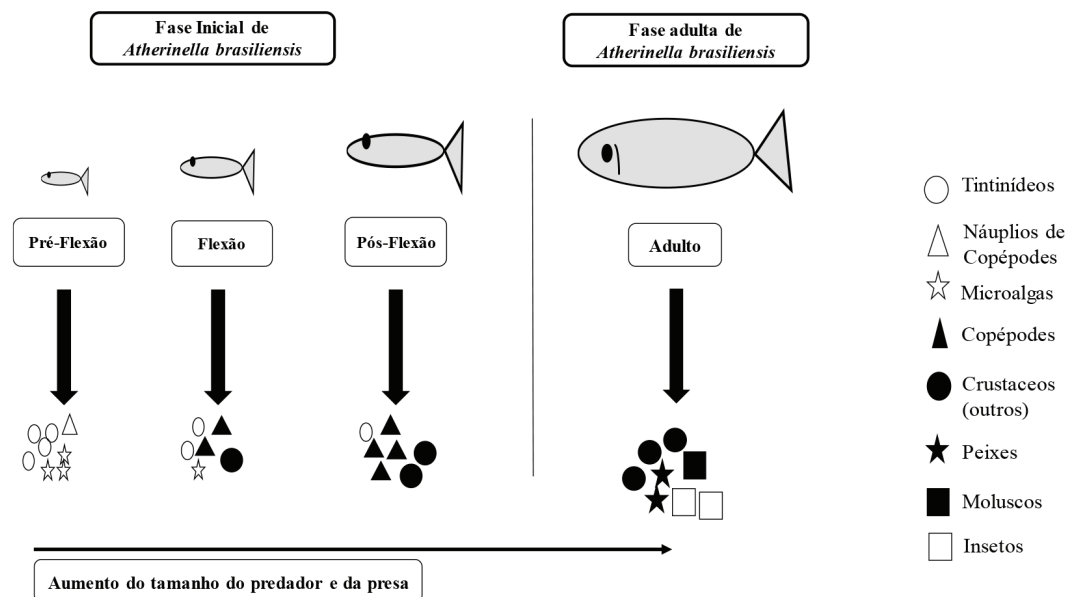


Figura 7.1 – Aumento no tamanho dos itens alimentares de acordo com o aumento do tamanho do peixe, desde a fase de pré-flexão até a fase adulta.

A espécie *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) do mar Báltico, por exemplo, tem seu pico de reprodução seguido do pico de reprodução de organismos planctônicos que fazem parte dos seus itens alimentares, tais como náuplios de copépodes (Dickmann, Möllmann & Voss, 2007), sugerindo esse acoplamento. Além dessas estratégias, muitas espécies apresentam em sua ecologia a migração ontogenética, que também está intimamente ligada com o tamanho dessas larvas. Dessa forma, as larvas vitelínicas de menor tamanho ficam nas camadas mais profundas. Enquanto que, as fases de pré-flexão e flexão (um pouco mais desenvolvidas) migram para as camadas superficiais ricas em alimento (Dickmann, Möllmann & Voss, 2007; Kurtz & Matsuura, 2001; Matsuura, Spach & Katsuragawa, 1992). As fases de pós-flexão e juvenil que apresentam maior tamanho, migram novamente para regiões profundas, onde encontram alimento como os juvenis de Copepoda (Dickmann, Möllmann & Voss, 2007), que possivelmente localizam-se abaixo da termoclina (Kurtz & Matsuura, 2001).

7.3. CICLO DE VIDA DOS PEIXES X RELAÇÕES TRÓFICAS PLANCTÔNICAS

As relações tróficas (positiva, negativa e neutra) podem ser consideradas como fenômenos de pequena escala que podem interferir nas abundâncias e distribuição dos peixes (Sanvicente-Añorve, Soto, Espinosa-Fuentes & Flores-Coto; 2006). Estas relações tróficas, por sua vez, também podem ser influenciadas por fenômenos de grande escala, tais como processos oceanográficos que estão ligados ao ciclo de vida dos peixes (Frontier, Le Fèvre & Pichod-Viale, 1992).

Muitas hipóteses foram construídas para explicar a interação entre as relações tróficas e o ciclo de vida dos peixes em termos de recrutamento, reprodução, migração e mortalidade e como esses processos podem ser influenciados por fenômenos de maior escala (Hjort, 1914; Cushing, 1975; Harden-Jones, 1968; Sinclair, 1988). Sanvicente-Añorve, Soto, Espinosa-Fuentes & Flores-Coto (2006) propuseram um modelo dessa interação, no qual uma sequência de condições favoráveis durante todo ciclo de vida dos peixes resulta em um padrão positivo e ao contrário, em um padrão negativo. A depender das condições ambientais esses padrões podem ainda oscilar de um para o outro (Figura 7.2).

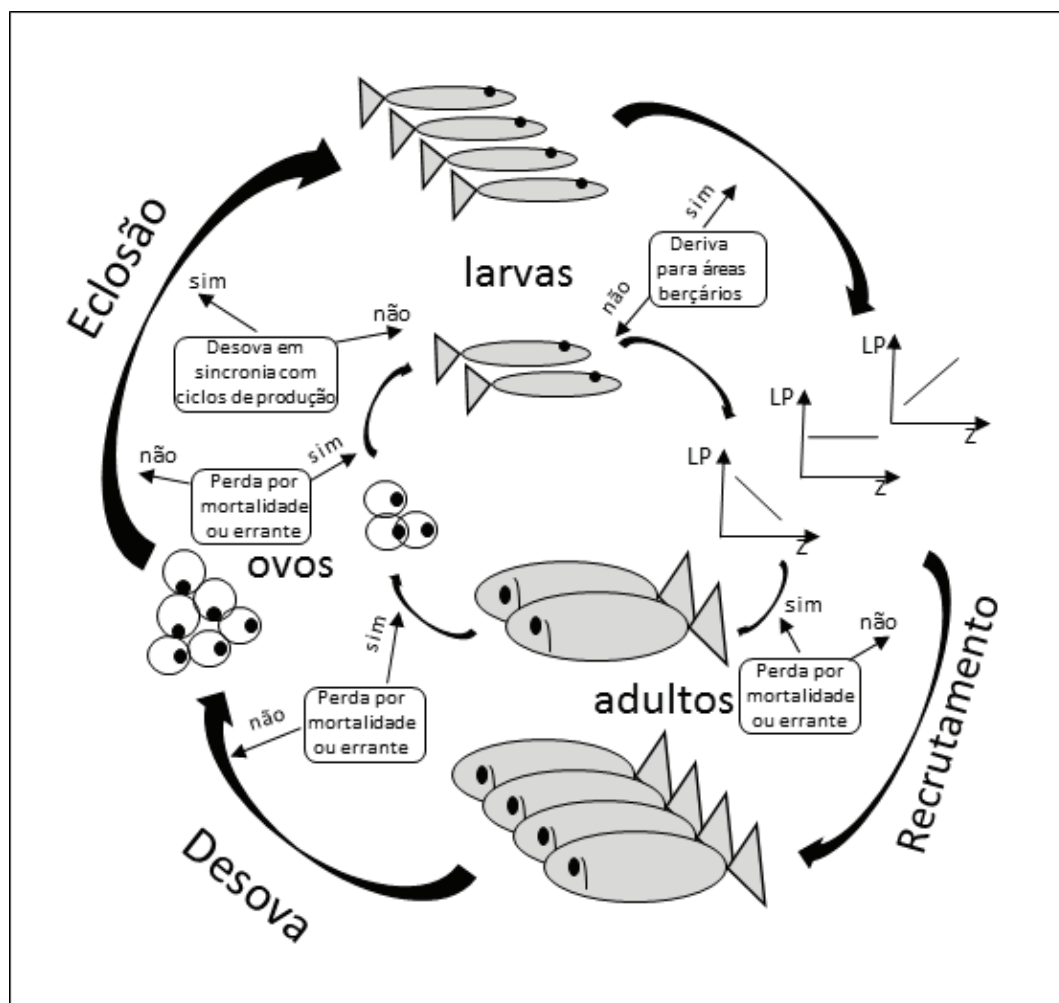


Figura 7.2 – Ciclo de vida dos peixes em sequências positivas (ciclo externo) e negativas (ciclo interno). Modificado de Sanvicente-Añorve, Soto, Espinosa-Fuentes & Flores-Coto, 2006. Zooplâncton (Z) e Larvas de peixe (LP).

7.4. PEIXES PLANCTÓFAGOS DE PERNAMBUCO

O litoral de Pernambuco é composto por muitos ecossistemas marinhos, dentre os quais um dos mais produtivos são os recifes de corais (Longhurst & Pauly, 2007). O zooplâncton, que habita esse ecossistema, caracteriza-se pela formação de manchas e a utilização do recife como abrigo e fonte de energia (Emery, 1968), além de ter grande destaque por ser uma das principais fontes de alimento para a fauna a ele associada (Erez, 1990). Esta fauna pode remover até 80% do holoplâncton associado a este ecossistema (Glynn, 1973; Erez, 1990). As larvas de

peixes e outros organismos meroplânctônicos, podem ser importantes veículos de transferência de energia para ecossistemas adjacentes como áreas de manguezal e prados de fanerógamas (Hiddink, 2003; Law & Dieckmann, 1998; Mumby, 2006). Dessa forma, o zooplâncton tem um papel fundamental como elo na transferência de energia e de matéria local (Erez, 1990).

As comunidades ícticas associadas aos recifes em sua fase adulta apresentam aproximadamente 25% de peixes com hábitos carnívoros bentônicos e 13% de peixes planctófagos (Sutton, 1983). Porém, essa estimativa muda bastante levando em consideração apenas a fase larval da comunidade. Para se alimentar do plâncton, os peixes realizam três tipos de migração. Na migração vertical, esses peixes alimentam-se do plâncton na coluna d'água acima dos recifes, e repousam em abrigos na parte inferior. Na migração entre recifes, os peixes deslocam-se para as laterais para se alimentar, e repousam em abrigos dentro dos recifes. Quando migram para as adjacências do recife, alimentam-se ativamente do plâncton principalmente durante o período noturno quando é mais seguro, e ficam inativos dentro dos recifes (Hobson, 1973).

No litoral de Pernambuco existem algumas famílias de peixes classificadas como planctófagos, tais como Engraulidae, Clupeidae, Mugilidae, Carangidae, Atherinopsidae (Falcão, 2012; Lazarro, 1987; Rocha, Rocha, Robertson & Bowen, 2008), entre outras. Muitas espécies de Engraulidae, como a *Anchoa januaria* (Steindachner, 1879), apresentam no seu conteúdo gastrointestinal organismos zooplânctônicos, tais como copépodes Calanoida e Harpacticoida e larvas de Cirripedia, entre outros (Sergipense, Caramaschi & Sazima, 1999). Na baía de Tamandaré, existem muitas espécies do gênero *Anchoa* (Falcão, 2012), que provavelmente apresentam este hábito planctófago.

Höfling *et al.* (2000) estudando a ecologia alimentar de algumas espécies da família Clupeidae como *Opisthonema oglinum* (Lesueur, 1818) e *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879), encontraram no conteúdo gastrointestinal organismos fito- e zooplânctônicos. As larvas de *Sardinella brasiliensis*, por exemplo, tem preferência por náuplios de Copepoda, e alguns copépodes adultos de pequeno porte da família Calanoida e dos gêneros *Oithona*, *Oncaea* e *Corycaeus* (Kurtz & Matsuura, 2001). Os copépodos são um item bastante encontrado no conteúdo gastrointestinal das larvas de peixes, principalmente nas fases de flexão e pós-flexão

(Dickmann, Möllmann & Voss, 2007; Lazarro, 1987; Kurtz & Matsuura, 2001) e são os organismos dominantes na região costeira de Pernambuco, com destaque para os gêneros de *Paracalanus*, *Acartia*, *Calanopia*, *Oithona* e *Corycaeus* (Paranaguá, 1967; Paranaguá *et al.*, 1989; Nascimento-Vieira, Vieira & Lima, 1985/86).

Copepoda e outros grupos zooplancônicos, que fazem parte da dieta de larvas de peixe principalmente e também de alguns adultos planctófagos, são comumente registrados para o litoral de Pernambuco, contemplando seus diferentes ecossistemas. No estuário do Pina, considerado um ambiente eutrofizado, são muito abundantes os náuplios de Copepoda, junto com outros organismos, tais como o tintinídeo *Favella ehrenbergii* (Claparède & Lachmann, 1858; Jörgensen, 1924), o rotífera *Brachionus plicatilis* (Müller, 1786), e os copépodes *Oithona hebes* (Giesbrecht, 1891) e *Oithona oswaldocruzi* (Oliveira, 1945) (Eskinazi-Sant'anna & Tundisi, 1996). Já nos recifes de Tamandaré, que abrange um ambiente menos impactado, a maior parte da assembleia de tintinídeos é constituída por espécies do gênero *Tintinnopsis* (Costa, 2014) e as espécies mais representativas de Copepoda são *Euterpina acutifrons* (Dana, 1847) e *Parvocalanus crassirostris* (Dahl, 1894) (Figueiredo, 2014). Esses grupos fazem parte da dieta alimentar das larvas da espécie *Atherinella brasiliensis*, pertencente à família Atherinopsidae, encontrada nos diversos ecossistemas do litoral de Pernambuco, incluindo recifes de Tamandaré e Suape e estuários dos rios Jaguaribe, Formoso e Suape (Rocha, Rocha, Robertson & Bowen, 2008; Marques, Silva-Falcão & Severi, 2015; Falcão, 2012).

Em outras regiões recifais do Nordeste, como em Abrolhos, na Bahia, o microzooplâncton possui grande importância na estrutura trófica, sendo considerado um dos principais itens alimentares para as larvas de peixes e outros organismos mesozooplancônicos (Ekau & Knoppers, 1996). O grupo Tintinnina é fundamental para os primeiros estágios de vida das larvas de peixe (Dickmann, Möllmann & Voss, 2007; Rocha, Rocha, Robertson & Bowen, 2008) e no banco de Abrolhos é um grupo ecologicamente muito importante (Costa *et al.*, 2015). Algumas larvas de peixe, como as da espécie *Katsuwonus pelamis* (Linnaeus, 1758) (Scombridae) considerada uma espécie de potencial interesse para a pesca, são mais abundantes no banco de Abrolhos entre outubro e março (Matsuura, 1982), período no qual podem acontecer intrusões de águas carregadas de nutrientes na plataforma, favorecendo o desenvolvimento de fitoplâncton e consequentemente de microzooplâncton.

De uma forma geral, nos vários ecossistemas marinhos, incluindo os encontrados no litoral de Pernambuco e no nordeste do Brasil, os peixes em sua fase larval e também fase adulta possuem relações ecológicas complexas com o zooplâncton. Durante o início do ciclo de vida dos peixes, estes obtêm sua energia do fito-, proto- e zooplâncton, e a medida que ocorre o desenvolvimento ontogenético, o hábito alimentar planctófago poderá persistir ou não. As relações ecológicas entre esses grupos são bastante complexas, podendo ser classificadas como positivas, negativas ou neutras, interferindo potencialmente no ciclo de vida dos peixes e podendo afetar suas populações.

Referências Bibliográficas

- Alvariño, A. (1980). The relation between the distribution of zooplankton predators and anchovy larvae. *CalCOFI Report*, 21: 150-160.
- Alvariño, A. (1985). Predation in the plankton realm: mainly with reference to fish larvae. *Investig. Mar. CICIMAR*, 2: 1-122.
- Castagnolli, N. & Cyrino, J.E.P. (1986). *Piscicultura nos trópicos*. São Paulo: Manole.
- Ciechomski, J.D. & Sánchez, R.P. (1983). Relationship between ichthyoplankton abundance and associated zooplankton biomass in the shelf waters off Argentina. *Biol. Oceanog.*, 3: 77-101.
- Costa, A.E.S.F. (2014). *Estrutura da Comunidade dos Tintinnina na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (Tamandaré, PE)*. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco.
- Costa, A.E.S.F.; Neumann-Leitão, S.; Thompson, F.L.; Melo, P.A.M.C. & Santana, J.R. (2015). Community structure of the Tintinnids (Ciliophora: Spirotrichea) in the region of Abrolhos (Bahia, Brazil). *Braz. J. Oceanogr.*, 63(1): 51-61.
- Cowan, J.H.Jr. & Houde, E.D. (1992). Size-dependent predation on marine fish larvae by ctenophores, scyphomedusae, and planktivorous fish. *Fisher. Oceanog.*, 1: 113-126.
- Cushing, D.H. (1975). *Marine Ecology and Fisheries*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
-

- Dickmann, M.; Möllmann, C. & Voss, R. (2007). Feeding ecology of central Baltic sprat *Sprattus sprattus* larvae in relation to zooplankton dynamics: implications for survival. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 342: 277-289.
- Duró, A. & Saiz, E. (2000). Distribution and trophic ecology of chaetognaths in the western Mediterranean in relation to an inshore-offshore gradient. *J. Plank. Res.*, 2: 339-361.
- Ekau, W. & Knoppers, B. (1996). JOPS II. Sedimentation processes and productivity in the continental Shelf waters off East and Northeast Brazil. Cruise Report and First Results. Sp. Publ. Center for Tropical Marine Ecology, Bremen. p. 151.
- Emery, A.R. (1968). A preliminary observation on coral reef plankton. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 293-303.
- Erez, J. (1990). On the importance of food sources in coral-reef ecosystems. In: Z. Dubinsky (Ed.). *Ecosystems of the world, Coral Reefs* (pp.411-418). New York, Elsevier.
- Eskinazi-Sant'anna, E.M. & Tundisi, J.G. (1996). Zooplâncton do estuário do Pina (Recife, Pernambuco, Brasil): composição e distribuição temporal. *Rev. Bras. Oceanogr.*, 44 (1): 23-33.
- Falcão, E.C.S. (2012). *Evidências de conectividade entre habitats costeiros tropicais através do estudo de peixes em fases iniciais do ciclo de vida*. [Tese de Doutorado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Fenchel, T. (1974). Intrinsic rate of natural increase: the relationship with body size. *Oecologia.*, 14: 317-326.
- Figueiredo, L.G.P. (2014). *Estrutura da comunidade e produção dos copepoda do microzooplâncton da APA Costa dos Corais, Tamandaré, PE, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco.
- Fortier, L. & Harris, R.P. (1989). Optimal foraging and density- dependent competition in marine fish larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 51: 19-33.
- Frontier, S.; Le Fèvre, J. & Pichod-Viale, D. (1992). Hiérarchies, dépendances d'échelles et transferts d'échelles en océanographie. In: Auger, P.; Baudry, J. & Fournier, F. (Eds.). *Hiérarchies et échelles en écologie*. Comité Français du SCOPE (pp.187-223). Paris, Naturalia Publications.
- Gerritsen, J. & Strickler, J.R. (1977). Encounter probabilities and community structure in zooplankton: a mathematical model. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 73-82.

-
- Glynn, P.W. (1973). Ecology of a Caribbean Coral Reef, the Porites reef flat biotope. Part II. Plankton Community with evidence for depletion. *Mar. Biol.*, 22: 1-21.
- Harden-Jones, F.R. (1968). Fish Migration. London, Edward Arnold Publishers.
- Hiddink, J.G. (2003). Modelling the adaptive value of intertidal migration and nursery use in the bivalve *Macoma balthica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 252: 173-185.
- Hjort, J. (1914). Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapp. PV Réun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 20: 1-228.
- Hobson, E.S. (1973). Activity of Hawaiian reef fishes during the evening and morning transitions between daylight and darkness. *Fish. Bull.*, 70: 715-740.
- Höfling, J.C.; Ferreira, L.I.; Ribeiro-Neto, F.B.; Oliveira, M.P.; Paiva-Filho, A.M. & Prado, A. (2000). Alimentação de peixes da família Clupeidae do complexo estuarino lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Bioikos*, PUC Campinas, 14(2): 12-20.
- Holling, C.S. (1965). The functional response of predators to prey density and its role in mimicry and population regulation. *Mem. Entomol. Soc. Can.*, 97: 5-60.
- Hunter, J.R. (1981). Feeding ecology and predation of marine fish larvae. In: Lasker, R. (ed). *Marine fish larvae: morphology, ecology, and relation to fisheries* (pp.33-77). Seattle, Univ. Washington Press.
- Karaseva, E.M. (1991). Size variability and the pattern of spatial distribution of larval herring *Clupea harengus* in highly abundant natural aggregations. *Voprosy ikhtiologii*, 31: 451-458.
- Kurtz, W.F. & Matsuura, Y. (2001). Food and feeding ecology of Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) larvae from the southeastern Brazilian Bight. *Rev. Bras. Oceanogr.*, 49(1-2): 61-74.
- Law, R. & Dieckmann, U. (1998). Symbiosis through exploitation and the merger of lineages in evolution. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 265: 1245-1253.
- Lazarro, X. (1987). A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities and impacts. *Hydrobiologia*, 146: 97-167.
- Levinton, J.S. (1995). *Marine biology: function, biodiversity, ecology*. Oxford, Oxford University Press.
- Longhurst, A.R. & Pauly, D. (1987). Dynamics of tropical fish populations. In: Longhurst, A.R. & Pauly, D. *Ecology of tropical oceans*. San Diego: Academic Press. (pp.309-368)
-

- Longhurst, A.R. & Pauly, D. (2007). Ecologia dos oceanos tropicais. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Marques, V.M., Silva-Falcão, E.C. & Severi, W. (2015). Estrutura da assembleia ictioplanctônica em dois estuários tropicais de Pernambuco (Brasil), sujeitos a diferentes condições hidrológicas. *Rev. Bras. Cienc. Agra.* 10(2): 304-314.
- Matsuura, Y. (1982). Distribution and abundance of skipjack (*Katsuwonus pelamis*) larvae in eastern Brazilian Waters. *Bolm. Inst. Oceanogr.* 31(2): 5-7.
- Matsuura, Y.; Spach, H.L. & Katsuragawa, M. (1992). Comparison of spawning patterns of the Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) and anchoita (*Engraulis anchoita*) in Ubatuba region, southern Brazil during 1985 through 1989. *Bolm. Inst. Oceanogr.*, 40(1-2): 101-115.
- Miller, B.S. & Kendall Jr., A.W. (2009). Early life history of marine fishes. University of California Press: Berkeley. 364 p.
- Mumby, P.J. (2006). Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biol. Conserv.*, 128: 215-222.
- Nascimento-Vieira, D.A., Vieira, H.L. & Lima, T.V. (1985/86). Zooplâncton da região costeira do estado de Pernambuco. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE.*, 19: 55-72.
- Okubo, A. & Levin, S.A. (2001). Diffusion and Ecological Problems. Modern Perspectives. New York, Springer.
- Paranaguá, M.N. (1967). Estudo da plataforma continental na área do Recife (Brasil). Composição e variação do Zooplâncton. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE.*, 9-11: 173-180.
- Paranaguá, M.N.; Nascimento-Vieira, D.A.; Neumann-Leitão, S.; Nogueira, J.D.C. & Lima, T.V. (1989). Hidrologia e plankton da plataforma continental de Pernambuco. 4. Zooplâncton. In: Moraes, J.O. (ed.). III Encontro de Gerenciamento Costeiro. (pp.403-418). Fortaleza, Univ. Fed. Ceará.
- Purcell, J.E. & Arai, M.N. (2001). Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: a review. *Hydrobiologia*, 451: 27-44.
- Purcell, J.E. & Sturdevant, M.V. (2001). Prey selection and dietary overlap among zooplanktivorous jellyfish and juvenile fishes in Prince William Sound, Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210: 67-83.

- Purcell, J.E.; Nemazie, D.A.; Dorsey, S.E.; Houde, E.D. & Gamble, J.C. (1994). Predation, mortality of bay anchovy *Anchoa mitchilli* eggs and larvae due to scyphomedusae and ctenophores in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 114: 47-58.
- Rocha, L.A.; Rocha, C.R.; Robertson, R.D. & Bowen, B.W. (2008). Comparative phylogeography of Atlantic reef fishes indicates both origin and accumulation of diversity in the Caribbean. *BMC Evol. Biol.*, 8: 157.
- Rodríguez, J.M. & Rubín, J.P. (1991). El ictioplancton y la biomasa del zooplancton en aguas del sur de Galicia. *Bol. Instit. Esp. Oceanog.*, 7: 115-127.
- Sanvicente-Añorve, L.; Soto, L.A.; Espinosa-Fuentes, M.L. & Flores-Coto, C. (2006). Relationship patterns between ichthyoplankton and zooplankton a conceptual model. *Hydrobiologia*, 559(1): 11-22.
- Scharf, F.S.; Juanes F. & Rountree R.A. (2000). Predator size – prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Mar. Eco. Prog. Ser.*, 208: 229-248.
- Sergipense, S.; Caramaschi, E.P. & Sazima, I. (1999). Morfologia e hábitos alimentares de duas espécies de Engraulidae (Teleostei, Clupeiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Oceanog.*, São Paulo, 47(2): 173-188.
- Sinclair, M. (1988). Marine Populations. An essay on population, regulation and speciation. Books in recruitment fishery oceanography. Univ. Washington Press, Seattle. 252 p.
- Sutton, M. (1983). Relationship between Reef fishes and coral reefs. In: Barnes, D.J. (ed.). Perspectives on coral reefs. Australia, Aust. *Inst. Mar. Sci.*, p.248-255.
- Turner, J. (1984). The feeding ecology of some zooplankters that are important prey items of larval fish. NOAA Technical Report NMFS 7. Washington.
- Watanabe, T.; Kitajama, C. & Fujita, S. (1983). Nutritional values of live organisms used in Japan for mass propagation of fish: a review. *Aquaculture*, 34: 115-143.
- Young, J.W. (1992). Feeding ecology of marine fish larvae: an Australian perspective. *Bureau of Rural Resour. Proceed.*, 15: 30-36.

CAPÍTULO 8

Estuário do Rio Formoso evidenciando os ambientes recifais, praia e manguezal.

Foto: Danise Alves.

CAPÍTULO 8



ESTÁGIOS INICIAIS DO CICLO DE VIDA DOS PEIXES: IMPLICAÇÕES PARA A CONECTIVIDADE ECOLÓGICA

Elisabeth Cabral Silva Falcão, Isabela Maria da Silva Araújo, Maria Elisabeth de Araújo
e William Severi

8.1. INTRODUÇÃO

Nas zonas costeiras dos mares tropicais há uma expressiva variedade de ecossistemas que desempenham serviços ecológicos fundamentais que geram bem-estar social, econômico e ambiental (Moberg & Folke, 1999). São nesses ambientes, representados principalmente por manguezais, marismas, pradarias e recifes de coral, onde são desenvolvidas muitas das atividades de pesca, recreação e turismo em nosso litoral. Por isso, sua vulnerabilidade aos impactos negativos decorrentes destas atividades tem se tornado um aspecto preocupante, sobretudo devido à destruição dos habitats (Valiela, Bowen & York, 2001).

Providos de significativa complexidade estrutural e variabilidade em suas características físicas, hidrológicas e biológicas (Nagelkerken, 2009), as zonas costeiras tropicais apresentam, em geral, significativa diversidade de espécies (Roberts *et al.*, 2002). É possível encontrar combinações de ecossistemas formando um mosaico de habitats, agregando maior oferta de nichos ecológicos e de complexidade estrutural (Parrish, 1989). Consequentemente, as características próprias de cada ambiente interligado impõem limites nos padrões do ciclo de vida das espécies que os utilizam, através da variação na complexidade trófica e da necessidade de existirem táticas e estratégias de sobrevivência em cada habitat (Sheaves, 2005).

Quando um habitat se torna pequeno ou fragmentado demais ou se ocorrer uma perda de sua ligação com outros habitats, as chances de sobrevivência de muitas espécies diminuem drasticamente, uma vez que pequenas populações isoladas têm maior dificuldade em adaptar-se às condições ambientais extremas, podendo causar seu desaparecimento em médio e longo prazo (Layman, Arrington, Langerhans & Silliman, 2004; Mumby *et al.*, 2004). Por isso, a conservação dos

ecossistemas deve considerar a integridade destes assim como das ligações (corredores ecológicos) entre ecossistemas distintos. Dessa forma, as populações podem tornar-se mais resistentes e resilientes aos múltiplos estressores ambientais de origem natural ou antrópica (Nagelkerken *et al.*, 2001; 2002; Nagelkerken & Van der Velde, 2002).

8.2. CONECTIVIDADE ECOLÓGICA

A conectividade entre os ecossistemas ocorre quando há um interfluxo de matéria orgânica ou inorgânica entre eles, que resulta em um intercâmbio de aspectos funcionais do ecossistema. Esta ligação entre ecossistemas existe considerando nutrientes, sedimentos, poluentes e organismos, ou seja, aquilo que tiver potencial de dispersão dentro ou entre ecossistemas (Cowen *et al.*, 2000). Quando a ligação entre os ecossistemas se dá através da movimentação de organismos entre diferentes áreas, dizemos que existe uma conectividade ecológica (Fogarty & Botsford, 2007; Nagelkerken, 2009). Considerando-se o manejo da zona costeira, a troca de indivíduos entre populações locais é uma das formas de conectividade mais importantes e difíceis de estimar em curto prazo (Hedgecock, Barber & Edmands, 2007). Isso se dá devido à existência de aspectos intrínsecos de cada espécie, no que diz respeito às suas habilidades locomotoras e de seu comportamento ainda na fase larval (Jordan, Lindeman & Spieler, 2012).

Em ambientes marinhos, observa-se que as espécies que tem maior potencial de estabelecer uma conectividade ecológica entre diferentes ecossistemas são aquelas consideradas espécies migrantes ao longo do ciclo de vida, em especial, as migrantes marinhas (Nagelkerken *et al.*, 2002; Unsworth *et al.*, 2009). Este grupo é representado por espécies que, em geral, passam sua vida adulta em áreas oceânicas abertas, sobre a plataforma continental, onde se reproduzem (Chittaro, Usseglio & Sale, 2005) (Figura 8.1). Ao eclodirem, suas larvas, através de múltiplos fatores hidrológicos e do comportamento larval e pós-larval, deslocam-se em direção às regiões mais rasas dos ecossistemas costeiros, representados essencialmente pelos manguezais, bancos de macroalgas e ambientes recifais. Nesses ambientes, beneficiam-se da grande oferta de abrigo e alimento, o que pode otimizar seu crescimento até seu retorno à população adulta (Boehlert e Mundy, 1988).

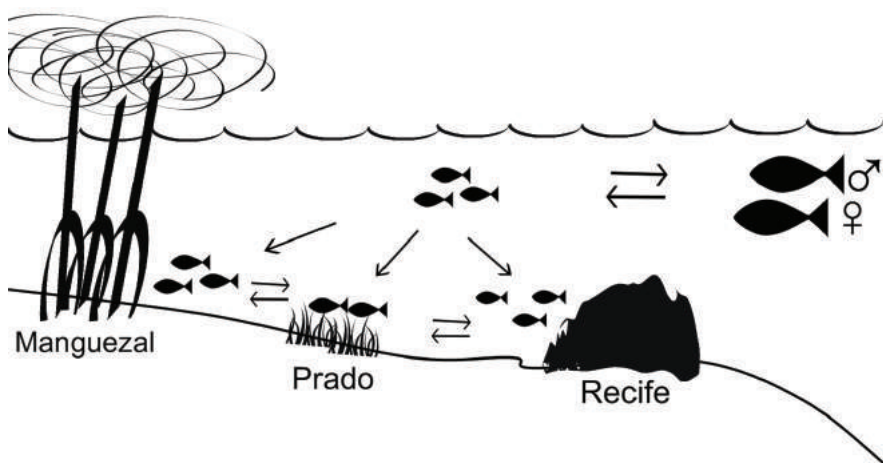


Figura 8.1 – Representação esquemática do ciclo de vida de espécies migrantes marinhas. Ilustração: Elisabeth Cabral.

As espécies consideradas residentes do ecossistema (Figura 8.2) também podem influenciar no intercâmbio de indivíduos, através de sua movimentação, dentro do próprio ecossistema. Na medida em que a espécie executa movimentos entre os habitats do ecossistema, também se considera que há conectividade ecológica entre estas áreas. Alguns indivíduos executam esta movimentação ao longo do seu ciclo de vida, utilizando diferentes áreas de acordo com seu crescimento. Outras podem realizar esta alteração de habitat em ciclos diários, desencadeada principalmente em função de sua atividade alimentar (Rooker & Dennis, 1991).

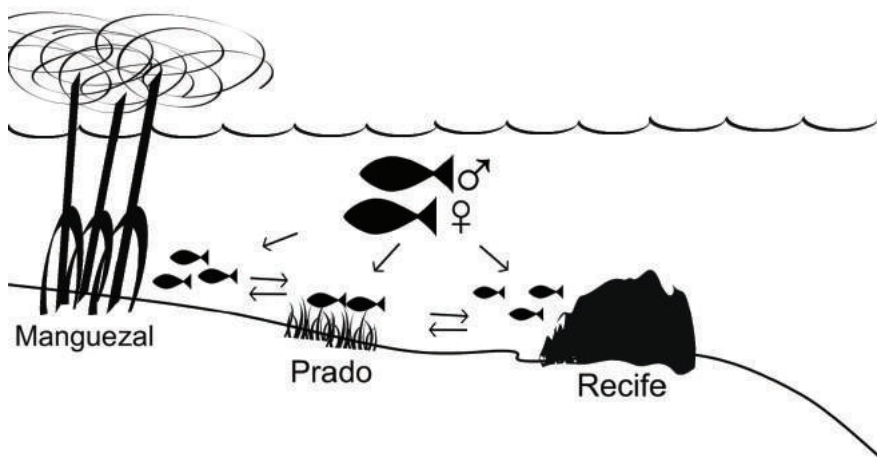


Figura 8.2 – Representação esquemática do ciclo de vida de espécies residentes. Ilustração: Elisabeth Cabral.

8.3. PEIXES CONECTANDO ECOSISTEMAS

Os principais fatores que promovem a conectividade ecológica entre as assembleias de peixes de diferentes ecossistemas aquáticos são alimentação e busca por abrigo (Nagelkerken, 2009). Estes fatores estabelecem a amplitude espacial de deslocamento dos indivíduos entre estes ecossistemas ao longo do seu ciclo de vida, consequentemente afetando sua relação direta com o ambiente em que vivem. Desta forma, as ligações existentes entre os ecossistemas costeiros, através das migrações dos peixes, podem ser avaliadas a partir de estudos que investigam a ecologia alimentar das espécies entre diferentes habitats ou a segregação espacial dos diferentes estágios do desenvolvimento (ciclo de vida) de peixes que compõem os habitats costeiros (Rooker & Dennis, 1991).

Observa-se que a comunidade de peixes em manguezais e prados é ligeiramente distinta daquela dos recifes e a função de berçário, exercida por estes habitats, é restrita apenas para algumas espécies, em especial aquelas classificadas como migrantes marinhas (Chittaro, Usseglio & Sale, 2005). Contudo, quanto mais conectados (mais próximos) estes ecossistemas estão, existe uma tendência em apresentarem maior abundância (Nagelkerken *et al.*, 2001) e diversidade de peixes (Jelbart, Ross & Connolley, 2007) do que quando estão isolados. Isto ocorre por que larvas e jovens de várias espécies costumam utilizar um ecossistema diferente daquele que habitam na fase adulta. Por isso, é crucial o conhecimento dos padrões de movimentação dos peixes em todas as fases do seu ciclo de vida, sobretudo na fase larval, que geralmente apresenta um elevado poder de dispersão entre os ambientes (Hedgecock, Barber & Edmands, 2007).

Enquanto larva, os peixes são capazes de atingir os habitats necessários ao seu desenvolvimento, mesmo em estágio de pré-flexão (Boehlert & Mundy, 1988; Leis, 2006). Mecanismos de retenção ou exportação, através de movimentação ativa das larvas e do transporte pelas correntes marinhas, garantem a chegada das larvas ao habitat de assentamento. Contudo, é importante que haja sincronia entre o tempo gasto no transporte para este habitat e o período de duração da fase pelágica (Van der Veer & Leggett, 2005). Por isso, a ocorrência de elevada densidade de larvas, em estágios avançados de desenvolvimento, em um determinado ambiente, pode indicar sua utilização como berçário ou habitat de transição, antes da fase adulta.

Na costa brasileira, o estudo de ovos e larvas de peixes em estuários tropicais tem fornecido dados sobre a diversidade, distribuição e abundância desta comunidade em ambientes recifais (Nonaka, Matsuura & Suzuki, 2000) e, principalmente, estuarinos (Ekau, Westhaus-Ekau, Macêdo & Dorrien, 2001; Barletta-Bergan, Barletta & Saint-Paul, 2002; Joyeux, Pereira & Almeida, 2004, Marques, Silva-Falcão & Severi, 2015). Tradicionalmente, as investigações sobre larvas de peixes foram conduzidas em habitats isolados desconsiderando possíveis segregações entre habitats conectados, o que poderia sugerir a direção do movimento da espécie ao longo do seu ciclo de vida. Este tipo de informação implica na determinação de prováveis áreas de berçário, e na necessidade de se compreender o seu ciclo de vida para a instituição de medidas de conservação.

A partir de um monitoramento iniciado em 2009, em diversas áreas da porção inferior do estuário do Rio Formoso, Pernambuco, foram obtidos resultados inéditos sobre a ecologia larval de várias espécies de peixes da região. Considerando a abordagem de mosaico de ecossistemas interconectados, as larvas de peixes foram categorizadas quanto ao seu estágio de desenvolvimento e sua história de vida, a fim de identificar aquelas que utilizam múltiplos habitats (Silva-Falcão, 2012). Constatou-se, a partir deste monitoramento, que existe diferença no modo como os estágios larvais de algumas espécies estuarinas ocupam os habitats (recifes, manguezal e prado de fanerógamas). Por exemplo, larvas de *Atherinella brasiliensis*, vulgarmente conhecida como peixe-rei, são encontradas em maior abundância nas áreas próximas ao manguezal. Por outro lado, as larvas recém eclodidas (pré-flexão) de *Bairdiella ronchus* e *Microgobius meeki* foram mais abundantes no recife e no prado, respectivamente. A maior segregação espacial foi observada em espécies do gênero *Achirus* durante o estágio de pré-flexão, a espécie ocorreu predominantemente no recife, passando para o prado durante a flexão e chegando ao manguezal ao atingir o estágio de pós-flexão (Silva-Falcão, Severi & Araújo, 2013). Observa-se que os habitats costeiros são utilizados em fases larvais pelágicas distintas por muitas espécies de peixes com diferentes tipos de associação com estes ambientes (Figura 8.3).

Em estudo desenvolvido na área do complexo estuarino de Maracaípe, incluindo o estuário propriamente dito, uma zona de arrebentação e uma praia protegida por recifes em ambos os lados de sua foz, Araújo (2017) evidenciou a

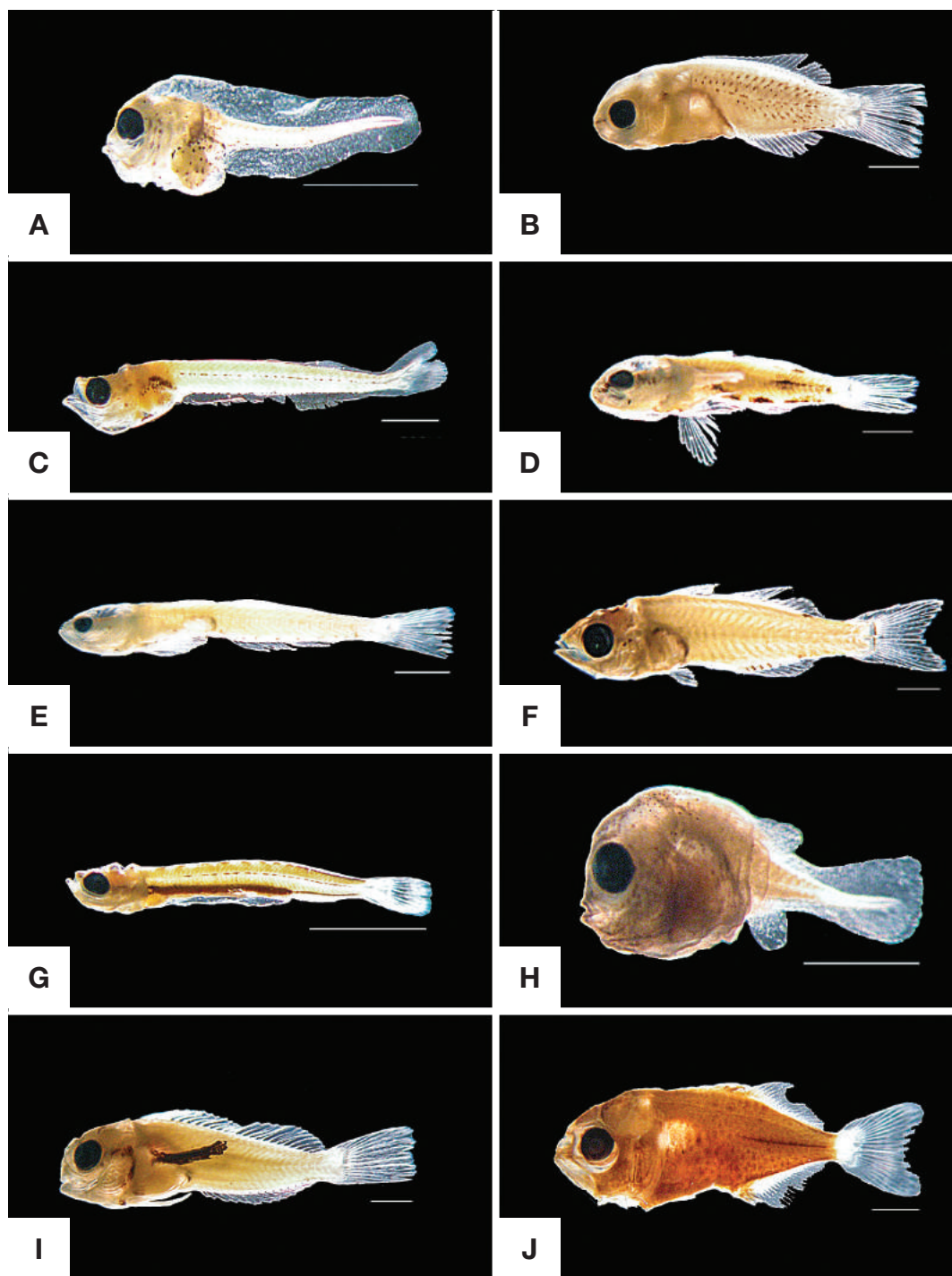


Figura 8.3 – Exemplos de larvas de peixes de famílias frequentemente encontradas no estuário inferior do Rio Formoso, Pernambuco. (A) Pomacentridae; (B) Sparidae; (C) Atherinopsidae; (D) Gobiidae; (E) Gobiidae; (F) Gerreidae; (G) Hemiramphidae; (H) Diodontidae; (I) Blenniidae; (J) Carangidae. E.C. Escala 1mm. Fotos: Elisabeth Cabral.

distribuição de diferentes fases de desenvolvimento de *Hyporhamphus unifasciatus*, *Lile piquitinga* e *Eucinostomus lefroyi* dentre os ambientes estudados, evidenciando maior abundância de larvas destas espécies no interior do estuário e o deslocamento de seus juvenis para a porção mais externa do estuário em direção à região costeira adjacente.

Na região, a predominância de espécies marinhas migrantes é um padrão observado tanto para a fase larval, como para peixes na fase jovem (Paiva, Souza, Lima & Araújo, 2009). O elevado número de larvas de espécies marinhas migrantes em regiões estuarinas também foi registrado em estudos realizados na África do Sul (Harris, Cyrus & Beckley, 2001) e no Norte do Brasil (Barletta-Bergan, Barletta & Saint-Paul, 2002). Isto indica a existência de um movimento da ictiofauna entre habitats costeiros ainda na fase larval, implicando em uma conectividade ecológica. A migração para berçários costeiros é bem documentada para espécies de Lutjanidae, Mullidae e Scaridae (Nagelkerken *et al.*, 2002; Unsworth *et al.*, 2009), que geralmente buscam os habitats estuarinos ao atingirem a fase jovem.

8.4. IMPACTOS E CONECTIVIDADE

A fragmentação dos ecossistemas resulta na sua distribuição em manchas isoladas, sendo decorrente principalmente da perda de habitat ou da interrupção do fluxo hídrico entre eles (Layman, Arrington, Langerhans & Silliman, 2004). Entre as consequências, a diminuição da diversidade e abundância de peixes, inclusive aqueles de interesse pesqueiro, são as mais reportadas (Layman, Arrington, Langerhans & Silliman, 2004; Mumby *et al.*, 2004).

Um exemplo realístico do efeito da perda de habitat na população de uma espécie de peixes é observado para *Atherinella brasiliensis*. Em estudos (Joyeux, Pereira & Almeida, 2004; Coser, Pereira & Joyeux, 2007) sobre larvas de peixes com amostragens no canal principal dos estuários, que são mais profundos e afastados do mangue, *A. brasiliensis* é pouco frequente nas amostras, apresentando densidades médias inferiores a 0,5 ind.100 m⁻³. No estuário do Rio Formoso, com amostragens em habitats rasos e próximos ao manguezal, a média foi de 2,72 ind.100 m⁻³. Considerando apenas o manguezal, este valor sobe para 8 ind.100 m⁻³ (Silva-Falcão, 2012). A presença de áreas de manguezal parece ser fundamental para *A. brasiliensis*, uma vez que neste habitat sua

densidade foi mais elevada. Este padrão sugere que a perda deste habitat, a partir da supressão da vegetação e de canais de maré, pode resultar no declínio do recrutamento desta espécie em ambientes estuarinos.

O grau de dependência de uma espécie a um dado ecossistema costeiro durante a maior parte do seu ciclo de vida - pode caracterizá-la como residente, visitante ou ocasional (e.g. Vasconcelos-Filho, Guedes, Teixeira & Oliveira, 2004; Paiva, Souza, Lima & Araújo, 2009). Por isso, alguns peixes são denominados de recifais, estuarinos ou de zona de arrebentação, por serem mais frequentes em um dado ecossistema. Característicos dos estuários tropicais, os ambientes formados por manguezais apresentam muitas raízes que criam condições de abrigo para indivíduos de pequeno porte, fazendo deles um ecossistema apropriado para larvas assentantes, jovens e pequenos peixes de muitas espécies (e.g. Blaber, 2007; Silva-Falcão, Severi & Araújo, 2013). Os bancos de angiospermas, embora muito simples e homogêneos enquanto ecossistema costeiro, são essenciais para que o ciclo de vida de algumas espécies se complete; como o caso das larvas em pré-flexão de *Bairdiella ronchus* e *Microgobius meeki* (Silva-Falcão, 2012).

Muitas espécies de peixes passam desses berçários (manguezais e bancos de angiospermas) para os recifes tão logo se tornam, de fato, seres nectônicos (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001, Silva-Falcão, 2012). A tridimensionalidade desses ecossistemas e a barreira que suas estruturas fazem com o mar aberto (Harmelin-Vivien, 1989) possibilitam uma diversidade enorme de tipos de organismos que tecem as mais diferentes teias tróficas marinhas (Ferreira *et al.*, 2004).

De um modo geral, o acasalamento dos peixes costeiros ocorre na área mais oceânica (*off-shore*) dos recifes. O padrão observado demonstra que, independente do estágio de vida, as densidades das larvas predominam nos manguezais, sugerindo se tratar de um ambiente apropriado para o assentamento das larvas em pós-flexão, que ocorreram em elevada abundância (Silva-Falcão, 2012; Silva-Falcão, Severi & Araújo, 2013). Os ovos ou larvas recém-eclodidas, como os de linguados, são então dispersados ao longo dos ecossistemas costeiros em condições oceanográficas ideais para assegurar a repetição do ciclo de vida em novas gerações e uma maior distribuição geográfica (Yamashita, Tanaka & Miller, 2001; Fonteles-Filho, 2011).

O estabelecimento de corredores ecológicos que conectem estes habitats marinhos costeiros, garante a manutenção da movimentação da comunidade de

peixes que os habitam. É importante, para isso, ter um bom conhecimento dos processos de seleção de habitat, assim como de migração dos animais envolvidos (Cheryl-Lesley, St-Clair & Boyce, 2006). À medida que os peixes crescem, eles ampliam suas áreas de residência e modificam a frequência e direção de seus deslocamentos, expondo suas populações aos efeitos da sobrepesca. Ao discutir essas questões em função dos limites das áreas protegidas, Kramer & Chapman (1999) demonstram, na prática, que os conceitos envolvendo conectividade entre ecossistemas são bem mais amplos e necessitam de pesquisas que relativizem as restrições impostas pelas áreas investigadas.

Referências Bibliográficas

- Araújo, I.M.S. (2017). *Conectividade entre ambientes costeiros de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco, através do estudo da estrutura da assembleia de larvas e jovens de peixes*. [Tese Doutorado]. Recife (PE): Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- Barletta-Bergan, A.; Barletta, M. & Saint-Paul, U. (2002). Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 54: 193-206.
- Blaber, S. (2007). Mangroves and fishes: Issues of diversity, dependence, and dogma. *Bulletin of Marine Science*, 80, 457-472.
- Boehlert, G.W. & Mundy, B.C. (1988). Roles of behavioral and physical factors in larval and juvenile fish recruitment to estuarine nursery areas. *American Fisheries Society Symposium*, 3: 51-67.
- Cheryl-Lesley, B.C.; St. Clair, C.C. & Boyce, M.S. (2006). Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 317-342.
- Chittaro, P.M.; Usseglio, P. & Sale, P.F. (2005). Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes*. 72: 175 187.
- Coser, L.M.; Pereira, B.B. & Joyeux, J.C. (2007). Descrição da comunidade ictioplantônica e sua distribuição no estuário dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, ES, Brasil. *Interciencia*, 32(4): 233-241.
-

- Cowen, R.K.; Lwiza, K.M.M.; Sponaugle, S.; Paris, C.B. & Olson, D.B. (2000). Connectivity of Marine Populations: Open or Closed? *Science* 287: 857-859.
- Ekau, W.; Westhaus-Ekau, P.; Macêdo, S.J. & Dorrien, C.V. (2001). The larval fish fauna of the Canal de Santa Cruz estuary in Northeast Brazil. *Tropical Oceanography* 29(2): 117-128.
- Ferreira, C.E.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. & Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography* 31: 1093-1106.
- Fogarty, M. J. & Botsford, L.W. (2007). Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography* 20(3):112-123.
- Fonteles-Filho, A. A. (2011). Oceanografia, Biologia e Dinâmica Populacional de Recursos Pesqueiros. Expressão Gráfica e Editora.
- Harmelin-Vivien, M.L. (1989). Reef fish community structure: an Indo-Pacific comparison. In: Vertebrates in complex tropical systems. Harmelin-Vivien, M. & Bourliere, F. (eds.), New York, *Springer-Verlag*, p.21-53.
- Harris, S.A.; Cyrus, D.P. & Beckley, L.E. (2001). Horizontal trends in larval fish diversity and abundance along an ocean-estuarine gradient on the Northern Kwa Zulu-Natal Coast, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 221- 235.
- Hedgecock, D.; Barber, P.H. & Edmands, S. (2007). Genetic approaches to measuring connectivity. *Oceanography* 20(3):70-79.
- Jelbart, J.E.; Ross, P.M. & Connolly, R.M. (2007). Fish assemblages in seagrass beds are influenced by the proximity of mangrove forests. *Marine Biology*, 150: 993-1002.
- Jordan, L.K.B.; Lindeman, K.C. & Spieler, R.E. (2012). Depth-Variable Settlement Patterns and Predation Influence on Newly Settled Reef Fishes (*Haemulon* spp., Haemulidae). *PLOS ONE*, 7(12): e50897.
- Joyeux, J.C.; Pereira, B.B. & Almeida, H.G. (2004). The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a Brazilian tropical estuary. *Journal of Plankton Research*, 26(11): 1277-1287.
- Kramer, D.L. & Chapman, M.R. (1999). Implications of fish range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of fishes* 33: 65-79.

-
- Layman, C.A.; Arrington, D.A.; Langerhans, R.B. & Silliman, B.R. (2004). Degree of Fragmentation Affects Fish Assemblage Structure in Andros Island (Bahamas) *Estuaries. Caribbean Journal of Science*, 40(2): 232-244.
- Leis, J.M. (2006). Are larvae of demersal fishes plankton or nekton? *Advances in Marine Biology*, 51: 59-141.
- Marques, M.V.; Silva-Falcão, C.E.; Severi, W. (2015). Estrutura da assembleia ictioplanctônica em dois estuários tropicais de Pernambuco (Brasil), sujeitos a diferentes condições hidrológicas *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 10(2): 304-314.
- Moberg, F. & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2): 215-233.
- Moura, R.; Figueiredo, J.L. & Sazima, I. (2001). A new parrotfish (Scaridae) from Brazil, and revalidation of *Sparisoma amplum* (Ranzani, 1842), *Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831), *Sparisoma axillare* (Steindachner, 1878) and *Scarus trispinosus* Valenciennes, 1840. *Bulletin of Marine Science*, 68: 505-524.
- Mumby, P.J.; Edwards, A.J.; Arias-Gonzalez, J.E.; Lindeman, K.C.; Blackwell, P.G.; Gall, A.; Gorczynska, M.I.; Harbone, A.R.; Pescod, C.L.; Renken, H.; Wabnitz, C.C.C. & Lewellyn, G. (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533-536.
- Nagelkerken, I. (2009). Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Springer, 615 p.
- Nagelkerken, I.; Kleijnen, S.; Klop, T.; Van den Brand, R.A.C.J.; Cocheret de La Morinière, E. & Van der Velde, G. (2001). Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 225-235.
- Nagelkerken, I.; Roberts, C.M.; Van der Velde, G.; Dorenbosch, M.; Van Riel, M. C.; Cocheret de la Morinière, E. & Nienhuism P.H. (2002). How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an Island scale. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 299 - 305.
- Nagelkerken, I. & Van der Velde, G. (2002). Do non-estuarine mangroves harbor higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao (Netherlands Antilles)? *Marine Ecology Progress Series* 245: 191- 204.
-

- Nonaka, R.H.; Matsuura, Y. & Suzuki, K. (2000). Seasonal variation in larval fish assemblages in relation to oceanographic conditions in the Abrolhos Bank region off eastern Brazil. *Fishery Bulletin* 98, 767-784.
- Paiva, A.C.G.; Souza, J.R.B.; Lima, M.V.F.M. & Araújo, M.E. (2009). Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. *Revista Brasileira de Zoologia*, 26: 266-278.
- Parrish, J.D. (1989). Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series* 58: 143-160.
- Roberts, C.M.; McClean, C.J.; Veron, J.E.N.; Hawkins, J.P.; Allen, G.R.; McAllister, D.E.; Mittermeier, C.G.; Schueler, F.W.; Spalding, M.; Wells, F.; Vynne, C. & Werner, T.B. (2002). Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. *Science* 15: 1280-1284.
- Rooker, J.R. & Dennis, G.D. (1991). Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science* 49(3): 684-698.
- Sheaves, M. (2005). Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series* 302: 293-305.
- Silva-Falcão, E.C. (2012). *Evidências de conectividade entre habitats costeiros tropicais através do estudo de peixes em fases iniciais do ciclo de vida* [Tese Doutorado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Silva-Falcão, E.C.; Severi, W. & Araújo, M.E. (2013). Spatial and temporal variation of *Achirus* larvae (Actinopterygii: Achiriidae) in mangrove, beach and reef habitats in northeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2): 381- 388.
- Unsworth, R.K.F.; Garrard, S.L.; Salinas De León, P.; Cullen, L.C.; Smith, D.J.; Sloman, K.A. & Bell, J.J. (2009). Structuring of Indo-Pacific fish assemblages along the mangrove-seagrass continuum. *Aquatic Biology*, 5:85 - 95.
- Valiela, I.; Bowen, J.L. & York, J.K. (2001). Mangrove Forests: One of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51(10): 807-815.
- Van der Veer, H.W. & Leggett, W.C. (2005). Recruitment. In: Gibson, R. (Ed.) *Flatfishes: Biology and exploitation* (pp. 120-137). Oxford: Ed. Blackwell Science.

Vasconcelos-Filho, A.L.; Guedes, D.S.; Teixeira, S.F. & Oliveira, A.M.E. (2004). Peixes Marinhos Costeiros e Estuarinos . In: Eskinazi-Leça, E.; Neumann-Leitão, S & Costa, M.F. (Org.) Oceanografia Um Cenário Tropical. Recife: Ed. Bagaço, p. 555-570.

Yamashita, Y.; Tanaka, M. & Miller, J.M. (2001). Ecophysiology of juvenile flatfish in nursery grounds. *Journal of Sea Research*, 45: 205-218.

CAPÍTULO 9

Peixe da espécie *Malacoctenus* sp. em pousado em algas calcárias.

Foto: Walter Oliveira.



INTERAÇÕES ENTRE ALGAS E PEIXES EM RECIFES

Pedro Bastos de Macêdo Carneiro e Walter Dennis Menezes de Oliveira

9.1. O PAPEL DAS ALGAS NOS RECIFES DO BRASIL

Os recifes de coral brasileiros são frequentemente descritos como dominados por algas (Villaça & Pitombo, 1997; Fonseca, Villaça & Knoppers, 2012; Souza, 2012; Santos, Burgos, Lira & Schwamborn, 2015). Nas formações recifais do país é comum que mais da metade do substrato esteja recoberto por espécies vegetais (Costa, Attrill, Pedrini & de Paula, 2002; Cruz, Kikuchi & Leão, 2009; Azevedo, Carneiro, Oliveira & Marinho-Soriano, 2011; Souza, 2012; Francini-Filho *et al.* 2013; Longo *et al.*, 2015). Essa condição chama atenção quando se considera o paradigma vigente da ecologia dos ambientes recifais, que entende que deve haver um predomínio de corais em recifes saudáveis. Uma eventual dominância de algas, similar à observada em formações brasileiras, seria então consequência de impactos ambientais. Por exemplo, um levantamento global mostrou que a opinião majoritária entre os cientistas é de que as algas deveriam cobrir, em média, de 10% a 15% do substrato em recifes saudáveis (Bruno, Precht, Vroom & Aronson, 2014). Apesar de esse valor estar longe de ser consensual e provavelmente subestimar a quantidade real de algas sobre os recifes (Bruno, Precht, Vroom & Aronson, 2014), números similares aos brasileiros em formações no Caribe ou na Austrália com certa frequência encarados como sinal de degradação ambiental (ver Capítulo 2 para uma discussão mais aprofundada do assunto).

Mas no caso dos recifes brasileiros, a elevada abundância de macroalgas nem sempre pode ser atribuída diretamente à danos ambientais, sobretudo àqueles de origem antrópica. No país, apesar da crescente pressão humana sobre esses ecossistemas (Leão *et al.*, 2016), as formações coralíneas são peculiares pois vão da baixa diversidade de espécies construtoras de recifes, até as formas pouco usuais que essas estruturas podem assumir (Leão *et al.*, 2016). Muitos dos recifes também crescem sobre bancos de arenito próximos à costa, em áreas de águas rasas e com elevada turbidez (Leão & Kikuchi, 2005; Leão *et al.*, 2016). Nessas condições

particulares, que estão abaixo do ideal para o crescimento dos corais, as algas parecem ter mais espaço para florescer e dominar o substrato, mesmo na ausência de impactos antrópicos diretos. Por exemplo, se por um lado existem evidências de que a quantidade de algas, principalmente de espécies não calcárias, é maior em ambientes impactados na costa do país (Bruce *et al.*, 2012; Santos, Burgos, Lira & Schwamborn, 2015); por outro, ambientes considerados prístinos, como o atol das Rocas, são dominados por espécies vegetais, e fatores locais, como grau de exposição à ondas, parecem ser determinantes da proporção de algas calcárias na comunidade bentônica (Fonseca, Villaça & Knoppers, 2012; Longo *et al.*, 2015). Isso evidencia que as algas, mais do que organismos oportunistas que dominam o ambiente em decorrência de alterações ambientais provocadas pelo homem, podem ser elemento importante nos ecossistemas recifais do Brasil.

Como tal, esses organismos também são afetados pelos impactos ambientais que afligem os recifes do país (Leão *et al.*, 2016). Existem, por exemplo, evidências de que o pisoteio dos recifes, que pode ser bastante intenso em localidades turísticas, além de diminuir a quantidade de corais, reduz a riqueza de espécies de algas e pode mesmo vir a aumentar a proporção de substrato rochoso descoberto (Azevedo, Carneiro, Oliveira & Marinho-Sobrinho, 2011; Santos, Burgos, Lira & Schwamborn, 2015). Em escalas maiores, o acúmulo desses impactos pode vir a causar mudanças significativas na composição das floras recifais (Schermer *et al.*, 2013). Nesse caso, as algas mais perenes, sobretudo as espécies calcárias, costumam ser substituídas por formas filamentosas, oportunistas e de rápido crescimento (Schermer *et al.*, 2013). Essas modificações são necessariamente acompanhadas por uma diminuição da diversidade bentônica, comprometendo os processos ecológicos e os serviços ambientais prestados por esses ecossistemas.

Apesar de susceptíveis às mudanças ambientais, não costuma haver uma preocupação quanto à conservação da diversidade de algas nos recifes brasileiros (Figueiredo *et al.*, 2008). Pelo contrário, a maioria dos esforços de conservação em ambientes recifais visa exclusivamente aumentar a cobertura de corais nesses ambientes, sem praticamente nenhuma menção à manutenção ou recuperação da diversidade de algas. No entanto, a importância desses organismos nas formações recifais do país sugere que estratégias de conservação, para serem eficientes, precisam ir além do paradigma da substituição coral-alga (Norström, Nyström,

Lokrantz & Folke, 2009). É preciso, sobretudo, considerar aspectos mais abrangentes da diversidade e composição da comunidade bentônica.

9.2. A FLORA FICOLÓGICA PERNAMBUCANA

Mais de 300 espécies de macroalgas são conhecidas no litoral de Pernambuco, divididas entre os filos Rhodophyta (algas vermelhas), Chlorophyta (algas verdes) e a classe Phaeophyceae (algas pardas) (Cocentino, Magalhães & Pereira, 2004). Essas espécies constituem uma flora típica de regiões de clima quente, com uma diversidade relativamente baixa de algas pardas quando em comparação com as vermelhas e as verdes. Biogeograficamente, essas algas se inserem na região tropical da ficoflora brasileira, que possui relações próximas com a flora caribenha, apesar de provavelmente ter origem distinta (Horta, Amancio, Coimbra & Oliveira, 2001).

A maioria dessas algas foi registrada em ambientes recifais, nos quais podem assumir papéis ecológicos relevantes dada sua abundância e diversidade (Figueiredo *et al.*, 2008). O número de espécies que é normalmente registrado em um recife de Pernambuco em qualquer dado momento gira em torno de 40 (Vasconcelos, 2012; Barros, 2013; Vasconcelos *et al.*, 2013), valor bastante superior às cerca de 5 espécies de coral escleractíneo comumente observadas nesses ambientes (Ferreira & Maida, 2006). Essa diversidade taxonômica é acompanhada por uma variedade de formas de vida e elevada abundância, o que contribui para complexidade tridimensional e a variabilidade espacial do substrato, possibilitando a coexistência de espécies de níveis tróficos superiores.

Por exemplo, os bancos de alga pernambucanos podem atuar como locais de descanso, alimentação e reprodução para muitas espécies de peixes (Chaves, Pereira & Ferreira, 2013; Pereira *et al.*, 2014). De fato, apesar de a cobertura de corais exercer influência significativa sobre a ictiofauna nos recifes do Estado (Leal, Araújo, Cunha & Pereira, 2015), estudos demonstram que a influência das algas pode ser ainda maior, podendo mesmo ser preponderante na determinação da diversidade e composição das espécies de peixes (Pereira *et al.*, 2014).

Essa importância é ainda maior no caso de espécies herbívoras, como peixes-donzela (*Stegastes* spp.) e peixes-papagaio (*Sparisoma* spp.), cujas populações dependem diretamente da cobertura algal para se manter nos recifes (Feitosa,

Cocentino, Teixeira & Ferreira, 2012; Feitosa & Ferreira, 2015). Considerando que os peixes herbívoros são os principais componentes da ictiofauna dos recifes pernambucanos (Ferreira *et al.*, 2004), a vegetação recifal parece ser um fator essencial da dinâmica desses ecossistemas, influenciando processos e serviços ambientais prestados (ver Capítulo 1 para uma discussão aprofundada sobre herbivoria em recifes do Brasil).

Devido à sua diversidade e importância, as algas de Pernambuco vêm sendo estudadas desde, pelo menos, 1840 (Cocentino, Magalhães & Pereira, 2004). No entanto, a maioria desses estudos antigos se restringia a levantamentos florísticos e questões taxonômicas, com considerações sobre a ecologia desses organismos somente em décadas mais recentes. Essas análises demonstram que as algas crescem principalmente em áreas mais elevadas nos ambientes recifais do Estado, sendo por vezes menos conspícuas em regiões profundas, nas quais os corais se mostram mais abundantes (Maida & Ferreira, 1997). Além disso, nos trechos habitados por algas, pode ocorrer o surgimento de zonas distintas, caracterizadas pela ocorrência de diferentes espécies vegetais, que se formam de acordo com o grau de exposição às ondas e ao ar, zonas essas que podem ser mais ou menos claras a depender das condições climáticas e oceanográficas (Vasconcelos *et al.*, 2013). Distúrbios locais e variações sazonais, podem alterar os padrões de distribuição dos organismos, levando a processos de sucessão ecológica, nos quais espécies filamentosas são substituídas por formas foliáceas e suculentas em um espaço de tempo relativamente curto (i.e. 6 meses) (Simões *et al.*, 2009). O resultado final é uma paisagem complexa, com grande heterogeneidade espacial, que ajuda a explicar a importância das algas nos ecossistemas recifais pernambucanos. Infelizmente alguns autores apontam casos de homogeneização da vegetação em recifes do Estado, com o aumento da dominância de formas filamentosas oportunistas na presença de poluição (Sousa & Cocentino, 2004; Santos, Cocentino & Reis, 2006).

Além da grande diversidade, outro aspecto importante da vegetação dos recifes de Pernambuco é sua ativa participação na produção de detritos carbonáticos (Rebouças, 1965). Além das algas coralíneas que contribuem para a própria formação dos recifes, algumas das algas mais comuns nesses ambientes (ex. *Halimeda* spp. e *Jania* spp.) acumulam grandes quantidades de calcário nos seus talos, em um processo que está diretamente ligado à fotossíntese e à produtividade

primária (Hillis-Colinvaux, 1980). Como esses talos são quebradiços, fragmentos ricos em CaCO_3 estão sendo constantemente produzidos e exportados para áreas vizinhas aos recifes, formando bancos de sedimentos que afetam consideravelmente a geologia desses ecossistemas (Liddel, Ohlhorst & Boss, 1988; Carneiro, Pereira & Matthews-Cascon, 2016). Em escala global esses depósitos são importantes sumidouros de dióxido de carbono (Rees, Opdyke, Wilson & Henstock, 2006). Mas mesmo em escala local, eles são importantes e influencia a abundância e a composição das comunidades meiobentônicas e macrobentônicas, portanto, afetando o metabolismo recifal (Maranhão, Fonseca-Genevois & Passavante, 2000; Netto, Attrill & Warwick, 2003).

Por fim, a importância das algas se estende para os ambientes recifais não coralíneos do Estado (ex. aqueles formados por *beachrocks*), contribuindo assim para outros aspectos da biodiversidade regional. No litoral de Pernambuco, além das estruturas de coral, são comuns os afloramentos de arenito de praia (Mabesoone, 1964), e ambos os tipos de formação, independente da sua natureza (biótica ou abiótica), estão frequentemente relacionados do ponto de vista ecológico (Maida & Ferreira, 1997). Em ambos, as algas são os principais componentes da comunidade bentônica (Santos, Cocentino & Reis, 2006; Simões *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2011; Soares & Fujii, 2012) e, portanto, elas parecem capazes de estruturar ecossistemas relativamente diversos, mesmo na ausência de uma extensa face coralínea.

Apesar dessa relativa abundância de estudos, a maioria dos dados sobre ecologia de algas nos recifes de Pernambuco vem de análises pontuais. A inclusão de dados mais abrangentes é, portanto, necessária para a identificação de padrões mais gerais. Sobretudo no que concerne à conservação dos ambientes recifais, são importantes os levantamentos do estado atual da cobertura de algas, bem como estimativas dos seus níveis em condições pristinas e em situações de impacto, além de considerações sobre como essa cobertura vegetal se relaciona com outros aspectos da biodiversidade dos recifes pernambucanos. Nesse contexto, entre os anos de 2012 e 2013, no âmbito do *PELD*¹ “Peixes como ferramenta para avaliação do avanço de ações antrópicas na costa sul de

1 Projeto Ecológico de Longa Duração executado com financiamento do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Pernambuco”, sob coordenação da Universidade Federal de Pernambuco, foram feitos monitoramentos em três recifes localizados nas praias de Porto de Galinhas, Serrambi e São José da Coroa Grande (ver Capítulo 3). Em 12 meses de estudo, foram distribuídos 135 transectos sobre esses recifes, constituindo assim um importante banco de dados sobre a estrutura desses ambientes.

De forma ampla, o objetivo desse estudo foi “investigar diferenças nas estruturas das comunidades de peixes em diferentes trechos do litoral sul de Pernambuco e associá-las ao grau de modificação ambiental decorrente das ações antropogênicas”. Porém, considerando a grande cobertura de algas nos recifes pernambucanos, os dados gerados nesse estudo fornecem bons exemplos da importância ecológica da vegetação nesses ecossistemas, sobretudo por demonstrarem a existência de uma relação dinâmica entre as algas e a ictiofauna, ora com as primeiras estruturando ambientes que poderão ser utilizados pelos peixes, ora com esses últimos regulando a cobertura algal através da predação. No restante do presente capítulo alguns desses exemplos serão apresentados de forma concreta, ilustrando assim um pouco da complexidade ecológica que foi observada nos ecossistemas estudados durante o *PELD*.

Vale ressaltar que, apesar do grande esforço amostral, as coletas de dados feitas durante o *PELD* se restringiram à áreas de crista recifal, região que foi definida como a área de transição entre o platô horizontal do topo do recife e a parede vertical do mesmo. Essas áreas costumam ter características singulares dentro de um recife, que nem sempre podem ser extrapoladas para toda a formação (Ferreira, Maida & Souza, 1995). Por exemplo, mais do que outras zonas, quando localizadas na frente recifal elas estão expostas à ação direta de ondas e correntes, e no caso dos recifes pernambucanos podem vir a desenvolver uma camada característica formada por algas calcárias e moluscos vermetídeos (Laborel & Kempf, 1965). No entanto, essas áreas permitem a coleta simultânea de dados da ictiofauna e do substrato vivo, o que nem sempre é possível em zonas mais abrigadas ou mais profundas. Isso possibilita, de forma privilegiada, a análise das relações entre esses dois estratos da comunidade recifal, que é um dos aspectos fundamentais da ecologia desses ambientes (detalhes da metodologia podem ser obtidos em Oliveira, 2016).

9.3. PADRÕES DE COBERTURA VEGETAL NAS CRISTAS DOS RECIFES

Seguindo o padrão geral dos recifes pernambucanos (Ferreira, Maida & Souza, 1995; Chaves, Pereira & Feitosa, 2013), as cristas recifais das formações estudadas no *PELD* estão amplamente recobertas por algas. No entanto, esse domínio pode ser ainda maior do que o registrado em outros pontos, com esses organismos tendo recoberto em média 96,6% do substrato. A título de comparação, a cobertura de corais escleractíneos foi, em geral, baixíssima, sendo em média de 0,1%. Com isso, a análise da cobertura vegetal, inclusive de seus predadores, é fundamental para a compreensão dos processos ecológicos nesses ambientes.

Uma abordagem comum no estudo do papel ecológico das algas em recifes é a reunião das espécies com características semelhantes em grupos funcionais (descrita em mais detalhes no Capítulo 1). A ideia é que mesmo organismos distantes filogeneticamente podem apresentar similaridades ecológicas que os permitem prestar serviços equivalentes dentro de um ecossistema (Steneck & Dethier, 1994). Assim, num contexto ecológico, pode-se considerar as categorias funcionais ao invés das espécies individuais, o que facilitaria a coleta de dados e reduziria o nível de ruído nas análises, auxiliando a compreensão dos processos.

No caso dos recifes estudados no *PELD*, as algas apareceram tanto em formas isoladas como crostas (ex. *Sporolithon* e *Spongites*) ou moitas de algas calcárias (ex. *Halimeda* e *Jania*), algas suculentas (ex. *Caulerpa* e *Dictyosphaeria*), foliáceas (ex. *Padina* e *Cryptonemia*) ou filamentosas (ex. *Bryopsis* e *Centroceras*) ou ainda como aglomerados de espécies, normalmente formando uma relva² de baixa estatura e composição variável (Figura 9.1). No presente trabalho essas formas foram consideradas grupos funcionais que, junto com corais, esponjas e zoanários, determinam a estrutura da crista dos recifes.

Dentre essas categorias funcionais, as crostas calcárias se diferenciam por crescer lentamente recobrendo de forma permanente o substrato, um processo que em longo prazo pode contribuir para o crescimento do recife (Steneck, 1986). As moitas calcárias possuem um maior crescimento vertical e contribuem para a

2 Nesse capítulo o termo relva foi utilizado exclusivamente como tradução literal de turf, termo inglês cuja definição pode ser encontrada em Connell, Foster e Airoldi (2014).

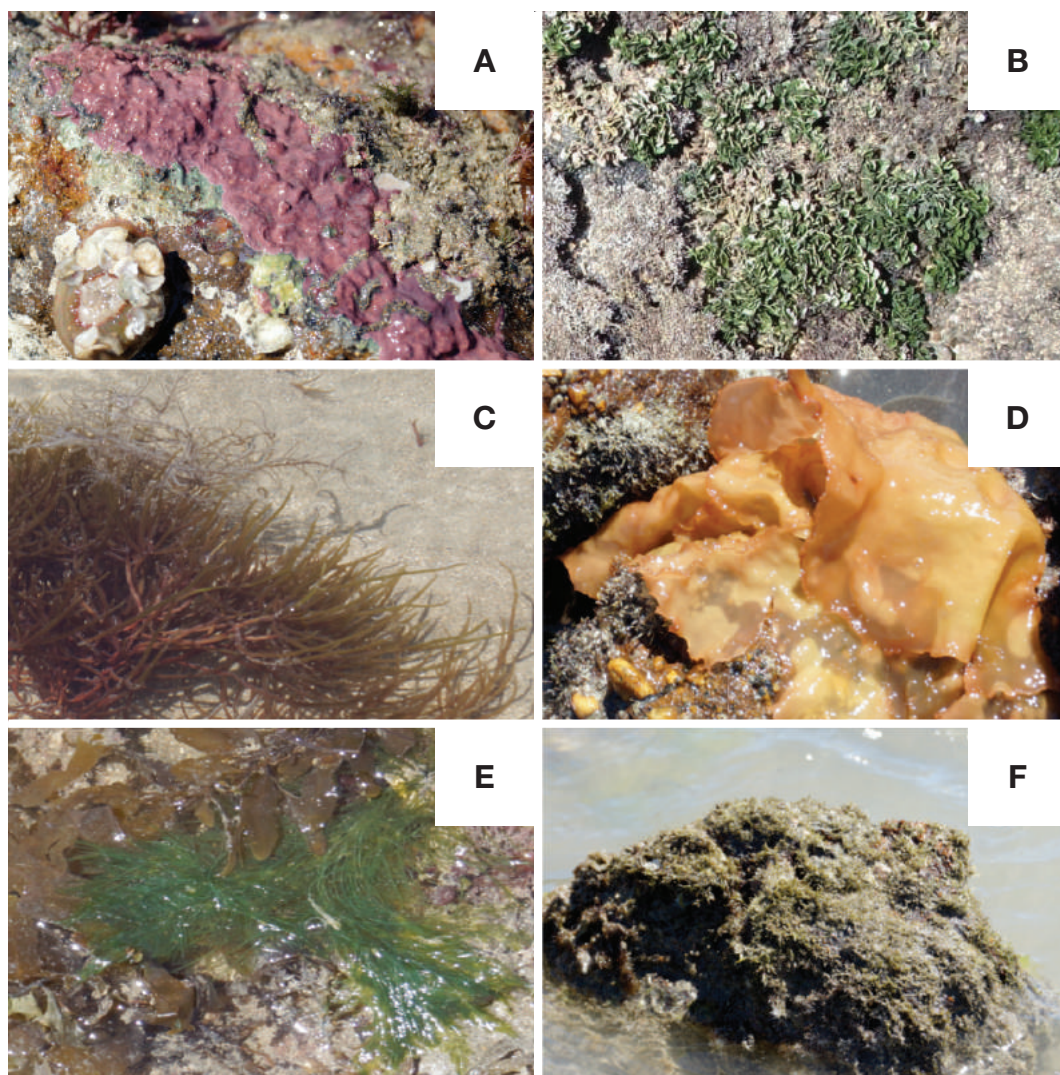


Figura 9.1 – Grupos funcionais de algas nos recifes do sul do estado de Pernambuco. (A) crosta de alga calcária; (B) moita de alga calcária; (C) alga succulenta; (D) alga foliácea; (E) alga filamentosa; (F) relva de algas. Fotos: Pedro Carneiro.

complexidade tridimensional do ambiente (Carneiro, Pereira & Matthews-Cascon, 2016), porém esse grupo é composto por formas menos perenes que as crostas e, portanto, oferece uma menor contribuição direta para a construção da infraestrutura recifal (Goreau, 1963). Vale ressaltar que as moitas calcárias possuem grande capacidade de produção de sedimentos carbonáticos, cuja dinâmica (ressuspensão, transporte e deposição) pode influenciar significativamente a estruturação das comunidades bentônicas (Liddel, Ohlhorst & Boss, 1988; Carneiro, Pereira &

Matthews-Cascon, 2016). Por sua vez, as algas filamentosas, foliáceas e suculentas estão entre os principais produtores primários nesse tipo de ecossistema, constituindo a base de teias tróficas nos recifes (Littler, 1980). Essas algas costumam crescer como tufos mais ou menos isolados e podem atingir alturas medianas, o que também eleva a tridimensionalidade do ambiente, podendo inclusive formar um dossel baixo sobre os recifes (Steneck & Dethier, 1994). Suas diferentes formas, no entanto, implicam em diferentes velocidades de crescimento (mais alta nas filamentosas, mais baixa nas suculentas) e capacidade de resistência aos estressores ambientais (mais baixa nas filamentosas, mais alta nas suculentas) (Littler, 1980), além de estruturarem microhabitats com características distintas entre si (Carpenter & Williams, 1993; Steneck & Dethier, 1994; Dodds, 1991; Bellwood & Fulton, 2008). Por fim, a relva (do inglês *turf*) nos recifes pernambucanos é formada por um conjunto de espécies que isoladamente poderiam ser classificadas como calcárias, filamentosas, foliáceas ou suculentas, mas que por crescerem em condições de estresse (dessecação, herbivoria etc.) assumem formas baixas, compactas e emaranhadas (Connell, Foster & Airolidi, 2014). Com isso, ela exibe grande capacidade de retenção de sedimentos e umidade, o que aumenta sua resistência aos rigores do ambiente (Hay, 1981), tornando-a funcionalmente distinta das demais categorias.

De forma geral, as categorias mais abundantes nas cristas foram as moitas calcárias, a relva e as algas filamentosas, que responderam em média por 41%, 29% e 18% da cobertura total, respectivamente (Figura 9.2). Esse padrão manteve-se nos recifes estudados de Serrambi e São José da Coroa Grande, com exceção de Porto de Galinhas, onde a cobertura de relva foi em média um pouco maior que a de moitas calcárias.

Vale ressaltar que a baixa presença de crostas calcárias nas cristas recifais estudadas contrasta com o observado em outras formações de Pernambuco (Laborel & Kempf, 1965; Castro & Pires, 2001). Mesmo que no substrato dessas áreas haja, como esperado, uma camada de algas coralíneas ou moluscos vermetídeos, hoje ela se encontra recoberta por organismos pertencentes à grupos funcionais mais transitórios (por exemplo, moitas calcárias, relva e algas filamentosas). Isso indica que as cristas estudadas não são áreas ativas de crescimento recifal e reforça a necessidade de estudos sobre a biologia das algas para a compreensão do funcionamento desses ecossistemas.

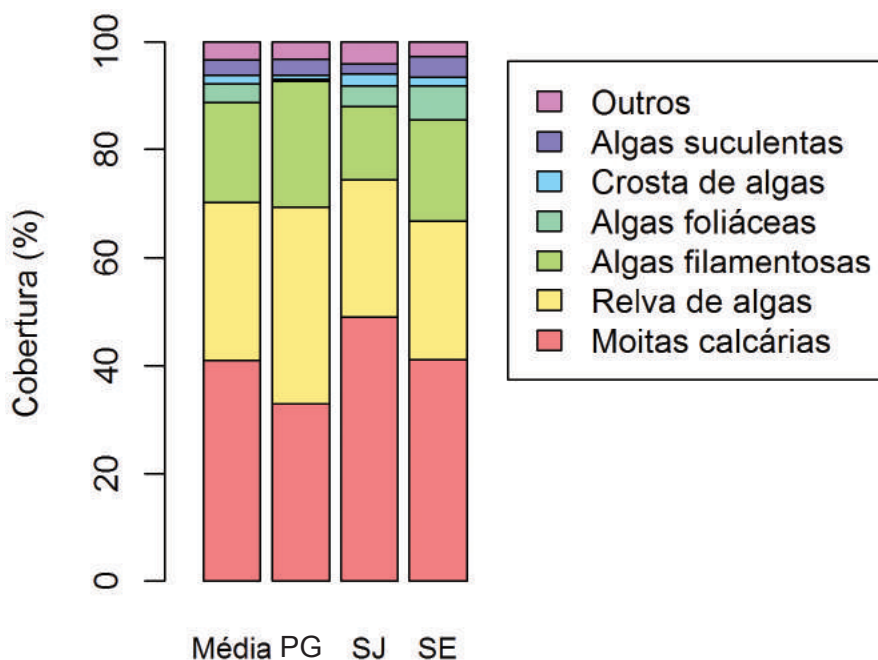


Figura 9.2 – Percentual de cobertura por grupo funcional em recifes do sul do estado de Pernambuco. Na categoria outros estão incluídos tipos de cobertura com baixa representatividade, como ouriços e substrato nu. Porto de Galinhas (PG); São José da Coroa Grande (SJ); Serrambi (SE).

Apesar de aparentemente existir um padrão geral de dominância, considerando as naturais limitações de espaço na área dos recifes, sobretudo na zona das cristas, é de se esperar que haja uma forte disputa por substrato (Jompa & McCook, 2003). Isso abre a possibilidade de mudanças nas proporções dos tipos de cobertura a depender das condições ambientais. Essas mudanças podem ser observadas, por exemplo, através do ordenamento dos 135 transectos com base nos seus grupos funcionais, o que revela a existência de dois conjuntos distintos: um dominado por moitas calcárias e outro dominado por relva e tufo de algas filamentosas (Figura 9.3 -A). De forma similar, houve mudanças consideráveis na cobertura dos grupos funcionais, por vezes ocorrendo uma sucessão das categorias dominantes nos recifes (Figura 9.3-B). Isso demonstra que variações consideráveis na dominância podem ocorrer tanto no tempo quanto no espaço.

É preciso ressaltar que, a despeito dessa possibilidade de mudanças, dificilmente o substrato esteve amplamente recoberto por outros grupos que não o das moitas calcárias, relva ou algas filamentosas. Isso fica ainda mais claro quando se

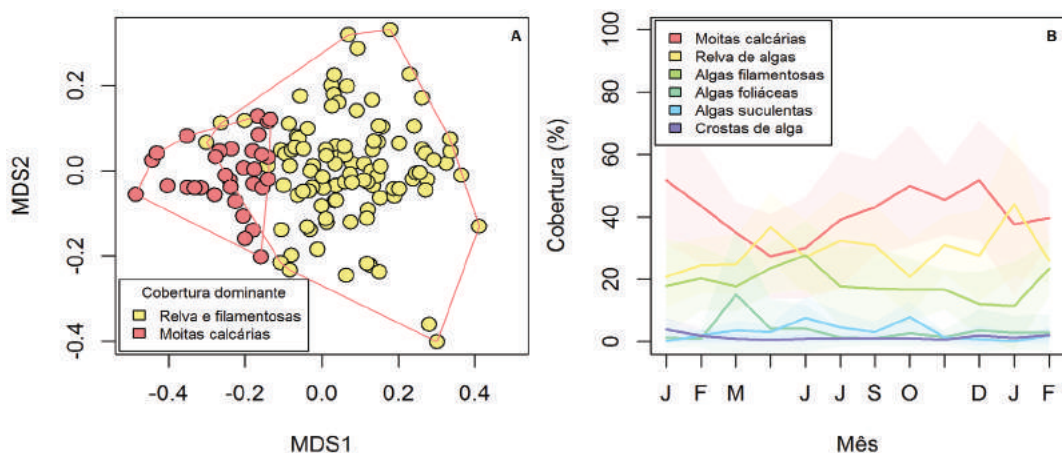


Figura 9.3 – Variação no padrão de dominância da cobertura em cristas de recifes do sul do estado de Pernambuco. (A) escalonamento multidimensional de transectos ($n = 135$) agrupados por grupo funcional dominante, evidenciando variações entre os transectos. Nesse caso, foram considerados dominantes aqueles grupos que recobriam pelo menos 50% do substrato. (B) variação anual na cobertura dos recifes, reforçando a existência de variações temporais no padrão. As linhas equivalem ao valor médio e a região sombreada ao desvio padrão da cobertura de cada grupo funcional.

considera a fauna recifal. Analisando todos os 135 transectos individualmente, a cobertura de corais escleractíneos nunca ultrapassou 6%, sendo em geral muito menor do que isso (média de 0,1%), e em apenas quatro transectos a cobertura de zoantários passou de 10% (média de 0,9%).

O reconhecimento das possibilidades de variação da cobertura recifal é importante para a compreensão do funcionamento desses ecossistemas. As causas dessas mudanças são diversas e a estrutura desses ambientes é influenciada tanto de baixo para cima (i.e. condições físico-químicas afetam as algas, que por sua vez afetam organismos de níveis tróficos superiores, como os peixes) quanto de cima para baixo (i.e. organismos de níveis tróficos superiores controlam, direta ou indiretamente, as populações de algas ao regularem a intensidade da herbivoria). Essas possibilidades não são mutuamente exclusivas, mas demandam metodologias específicas para serem identificadas (Smith, Hunter & Smith, 2010). No restante do capítulo ambas serão tratadas em conjunto, através de uma análise de padrões da diversidade recifal, sem que se queira quantificar a importância relativa desses processos.

9.4. A RELAÇÃO DO SUBSTRATO COM A DIVERSIDADE DE PEIXES EM RECIFES

Como tratado anteriormente, além da cobertura de algas, durante as atividades do PELD foram coletados dados sobre a ictiofauna das cristas recifais, que permitiu a análise das relações entre esses dois estratos da comunidade. Ao todo foram identificadas 53 espécies de peixe, pertencentes à 8 categorias alimentares: onívoros, herbívoros errantes, herbívoros territorialistas, piscívoros, planctívoros, consumidores de invertebrados móveis, consumidores de invertebrados sésseis e carnívoros generalistas (Anexo 9.1). Isso, por si só, demonstra a complexidade das teias tróficas e, por consequência, do funcionamento do ecossistema nos recifes pernambucanos.

Como de praxe em ambientes recifais, a estrutura dessa assembleia e as características do substrato estiveram relacionadas, mas no caso dos recifes pernambucanos essa ligação nem sempre foi óbvia. Por exemplo, apesar de ter sido possível separar os pontos amostrados durante o PELD em dois grupos distintos com base no tipo de cobertura dominante (como mostrado na figura 9.3), ambos conjuntos abrigavam essencialmente a mesma assembleia de peixes, seja em termos de composição, de riqueza ou de abundância de espécies (Figura 9.4).

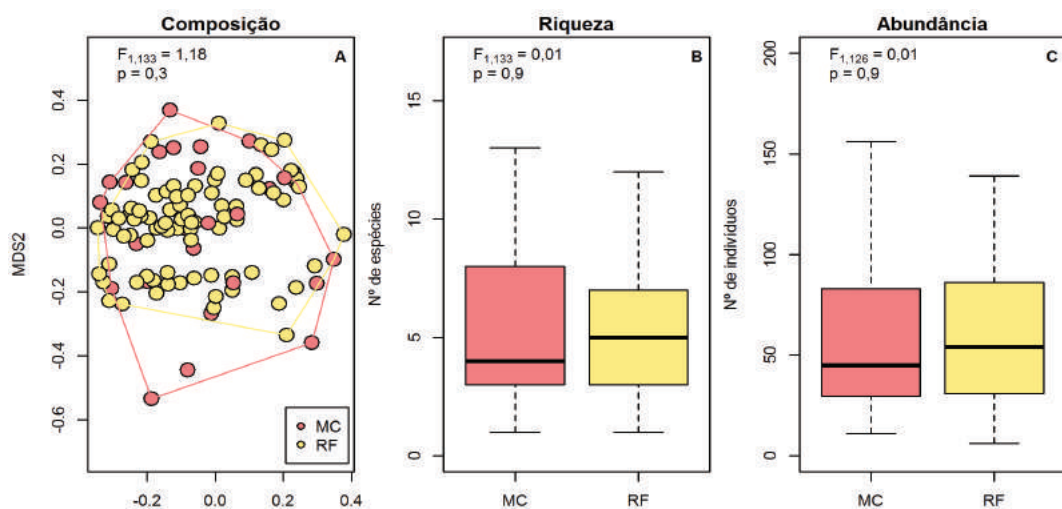


Figura 9.4 – Comparação das assembleias de peixe em transectos dominados por moitas calcárias (MC) ou relva e algas filamentosas (RF) em recifes do sul do estado de Pernambuco. (A) composição de espécies, (B) riqueza de espécies, (C) abundância de indivíduos. Em nenhum dos casos houve diferença significativa.

Essa semelhança provavelmente se deve à complexidade das interações entre a ictiofauna e o bentos, que podem ser bastante particulares para cada espécie (Hay, 1991). Além disso, a pouca diferença nas condições ambientais entre os recifes estudados, e a influência de fatores externos, como mudanças de profundidade e rugosidade, podem vir a mascarar a ligação entre os peixes e o substrato. Isso sugere que, ao menos nas cristas dos recifes do sul de Pernambuco, pode ser difícil prever características na assembleia de peixes tomando por base apenas o tipo de fundo.

Por outro lado, existem abundantes evidências de que, para além da natureza do substrato, a complexidade espacial pode influenciar fortemente a ictiofauna de ambientes recifais (p.ex. Chabanet *et al.*, 1997; Charbonnel *et al.*, 2002; Almany, 2004; García-Carton *et al.*, 2004; Gratwicke & Speight, 2005). Assim, ao invés do tipo de fundo (i.e. os grupos funcionais isolados), a diversidade do substrato³ poderia estabelecer relações mais claras com as assembleias de peixe. Essa possibilidade foi investigada através de modelos lineares, construídos pelo método dos mínimos quadrados (no caso da riqueza e da abundância de espécies) ou por análise de redundância baseada em distância (no caso da composição de espécies). Em todos esses modelos buscou-se também isolar os efeitos da diversidade do substrato pela exclusão da variação que poderia ser atribuída a diferenças na profundidade ou rugosidade entre os pontos amostrados.

Essas análises corroboram a hipótese levantada de que, ao contrário do tipo de fundo, a diversidade do substrato está ligada à estrutura das assembleias de peixes (Figura 9.5), relação essa que se mantém significativa em todos os casos mesmo após serem considerados os efeitos da profundidade e da rugosidade. Vale ressaltar que em recifes dominados por coral, rugosidade e diversidade bentônica costumam estar associadas, ambas contribuindo para a heterogeneidade do substrato (Alvarez-Filip *et al.*, 2011). No entanto, no caso das formações de Pernambuco, provavelmente devido à dominância por algas, que em sua maioria não são organismos formadores de recife, ambos os fatores se mostraram independentes ($R = 0,15$, $t = 2,9$, $p = 0,09$), o que permitiu isolar seus efeitos.

3 Medida pelo índice de Shannon calculado com base na composição dos grupos funcionais no presente trabalho.

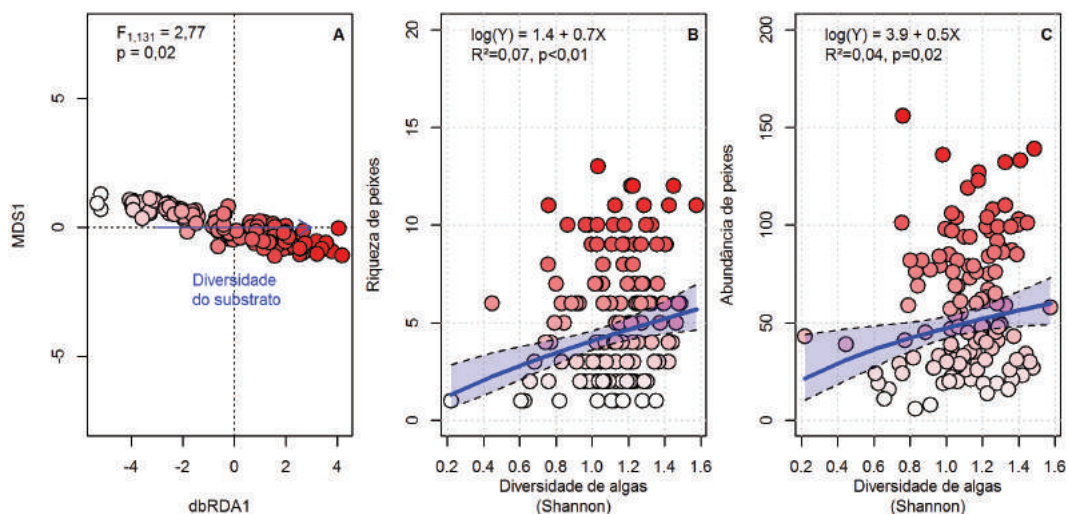


Figura 9.5 – Relação entre diversidade da cobertura bentônica e a estrutura da assembleia de peixes em recifes do sul do estado de Pernambuco. (A) composição de espécies, (B) riqueza de espécies, (C) abundância de indivíduos. Todas as relações foram significativas, mesmo após serem considerados os efeitos da rugosidade e da profundidade dos recifes (dado não mostrado). O gradiente de cores em A representa as mudanças sucessivas na comunidade ao longo do gradiente de diversidade (mostrado em azul). A linha azul em B e C representa os valores estimados pelos modelos e a faixa o intervalo de confiança (95%) desses valores.

Apesar de significativa, a relação do substrato com a ictiofauna foi fraca e não linear (como evidenciado pelos baixos valores de R^2 e pelas transformações logarítmicas mostrados na Figura 9.5). Isso mais uma vez sugere a natureza complexa das relações da comunidade bentônica com a assembleia de peixes e pode também refletir a pouca variação na diversidade do substrato entre os recifes estudados. Essa segunda possibilidade, poderia ter sido causada pela utilização dos grupos funcionais de algas (ao invés das espécies individuais) no cálculo da diversidade do substrato. No entanto, dada a pequena escala espacial considerada no *PELD*, não há motivos para esperar grandes modificações na estrutura das comunidades dos recifes pernambucanos (nem de peixes, nem de algas), mesmo se considerarmos outras medidas de variação do fundo recifal. Além disso, uma vez que foi possível detectar relações significativas mesmo no nível menos refinado dos grupos funcionais, espera-se que as ligações fiquem ainda mais claras com medidas mais acuradas de diversidade. Assim, apesar dessa relação fraca dificultar previsões exatas, os resultados parecem apontar tendências claras. A partir deles pode-se esperar que ocorram modificações na estrutura da ictiofauna,

inclusive com redução de riqueza e abundância de peixes, em caso de impacto que diminuisse a diversidade do substrato. Isso parece ser verdade, mesmo que não seja possível prever exatamente quantas das espécies ou da biomassa de peixe seria perdida nessa situação.

Outras características dos recifes, além da cobertura algal, também são capazes de afetar a ictiofauna. Por exemplo, a rugosidade, quando isolada da diversidade do substrato, também apresentou uma relação significativa com a composição e a riqueza de espécies da ictiofauna (mas não com a abundância). Ademais, essa interação foi ainda mais forte do que a apresentada pela diversidade bentônica, o que indica que os fatores abióticos podem ser preponderantes para a estrutura das assembleias de peixes. Isso não anula, porém, a importância da cobertura viva para o ambiente recifal. Como argumentado no Capítulo 1, os recifes estudados vêm erodindo desde a última transgressão marinha (há aproximadamente 5000 anos), e apesar da falta de estudos sobre o assunto, uma das consequências dessa erosão pode ser o aplainamento e homogeneização da paisagem. Na ausência de organismos construtores de recifes, os grupos funcionais dominantes no substrato podem ajudar a mitigar ao menos uma parte desse processo, por elevarem a complexidade do ambiente. Isso fica claro pela capacidade das categorias funcionais de algas de estruturarem microhabitats diferentes sobre os recifes (Dahl, 1973). Apesar da fraca relação entre o substrato e a ictiofauna, a conservação da diversidade das algas parece ser importante para a manutenção do funcionamento desses ecossistemas. Portanto, parece ser prudente evitar o tratamento “apressado” que considera esses organismos simplesmente como algo prejudicial aos recifes de Pernambuco.

9.5. A IMPORTÂNCIA DOS PEIXES HERBÍVOROS

As relações do substrato com a ictiofauna podem ser específicas para cada par de espécies. Em outras palavras, uma variação da cobertura bentônica não necessariamente afeta todas as espécies de peixe presentes no recife. Como as formações estudadas estão recobertas por algas, é de se esperar, por exemplo, que dentre todas as categorias tróficas (apresentadas no Anexo 9.1) os peixes herbívoros ou comedores de invertebrados móveis, que normalmente são encontrados

em abundância entre os ramos da vegetação, tenham uma associação mais íntima com as variações descritas nas seções anteriores deste capítulo.

Essa possibilidade também foi analisada por modelos lineares, e verificou-se que os peixes herbívoros, mais especificamente os herbívoros errantes, de fato apresentam uma correlação significativa com as variações da comunidade bentônica (Figura 9.6). Nesse caso, e diferente da ictiofauna como um todo, tanto o tipo quanto a diversidade do substrato mostrou um nível de associação relevante com a abundância desses animais. Em contraste, não foi possível constatar ligação semelhante com peixes pertencentes a nenhuma outra categoria trófica, inclusive comedores de invertebrados móveis, onívoros ou mesmo herbívoros territorialistas.

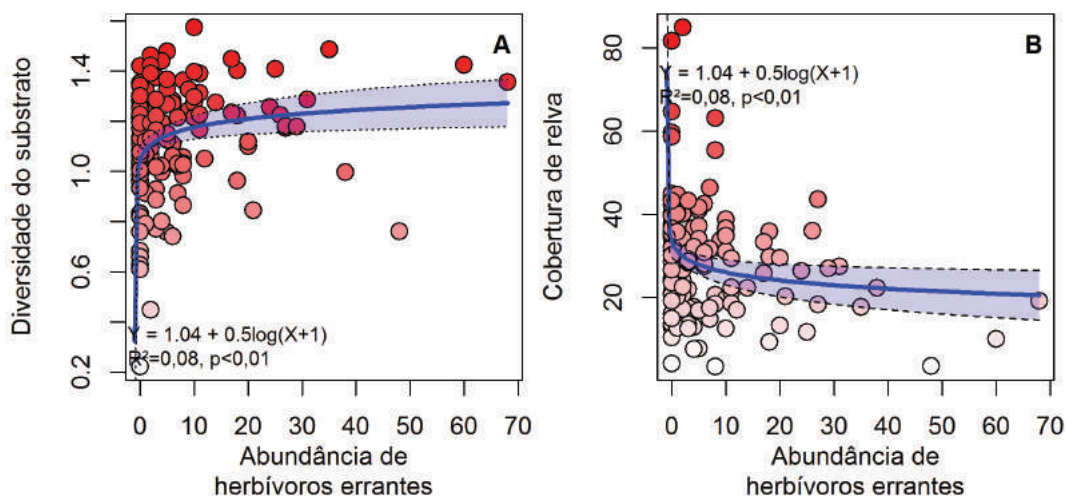


Figura 9.6 – Relação entre a abundância de peixes herbívoros errantes (das famílias Acanthuridae e Scaridae) e a cobertura do substrato em três recifes do sul do estado de Pernambuco. (A) relação positiva com a diversidade (medida pelo índice de Shannon) dos grupos funcionais bentônicos; (B) relação negativa com cobertura de relva.

Devido às limitações da metodologia usada no *PELD*, não é possível afirmar se a abundância de herbívoros acompanha as variações no substrato ou, pelo contrário, se é a pressão de predação exercida por esses animais que determina a estrutura da comunidade bentônica. No entanto algumas evidências apontam para o segundo caso. Foi observada, por exemplo uma redução na cobertura de relva em locais com grande abundância de herbívoros errantes. Estão inclusos nesse grupo funcional os peixes das famílias Acanthuridae (principalmente *Acanthurus*

bahianus e *A. coeruleus*) e Scaridae (principalmente *Sparisoma axillare*). Ambas, sobretudo a primeira, são conhecidas pelo hábito de rasparem, ou mesmo escavarem, o substrato em busca de algas filamentosas (Ferreira & Gonçalves, 2006). Em recifes brasileiros isso se reflete numa preferência por forragear em habitats cobertos por relva de algas, consumindo indiscriminadamente tanto a vegetação quanto o sedimento (Bonaldo, Krajewski, Sazima & Sazima, 2006; Francini-Filho *et al.*, 2010; Moreira, 2012; Santos, 2013). Como consequência desse modo de predação, a relva pode acabar sendo completamente arrancada do substrato, o que explicaria a relação negativa observada.

Como a relva de algas é um dos principais componentes da comunidade bentônica (recobrando em média 29% do substrato), a herbivoria tenderia a ser um fator importante na estruturação desses ambientes. De acordo com os resultados do PELD, por exemplo, a remoção da relva pode ter aberto espaço para os outros grupos funcionais, resultando no aumento de diversidade. E como discutido na seção anterior, esse aumento da heterogeneidade do substrato pode ser acompanhado por um aumento geral na diversidade de peixes, inclusive com mudanças significativas na composição de espécies da ictiofauna. Por outro lado, é preciso ressaltar que foram analisados apenas padrões na estrutura da comunidade recifal. São necessários testes diretos para confirmar as hipóteses acima levantadas. Sobretudo porque as algas adotam o hábito de formar relvas principalmente em ambientes submetidos a estresse (Hay, 1981). Estando aglomeradas e mantendo o pequeno tamanho, essas espécies resistem melhor à dessecação e à herbivoria. Em outras localidades, a presença de herbívoros e não sua ausência, é responsável pelo maior desenvolvimento da relva (Hay, 1981). Além disso existem evidências que, devido a elevadas produtividades primárias e rápido crescimento das algas da relva, os herbívoros não seriam capazes de exercer amplo controle sobre a mesma (Vermeij *et al.*, 2010).

Também são necessários estudos mais focados em algumas espécies alvo. Por exemplo, não foi possível detectar nenhuma relação entre *Stegastes fuscus* e as variações do substrato. Essa foi a espécie de peixe mais abundante no estudo, e pelo menos algumas das espécies desse gênero são conhecidas por exercer influência sobre a comunidade bentônica através do hábito de “cultivar jardins”, removendo espécies que não são do seu interesse (Hata & Kato, 2002). Sabe-se que

em recifes de Pernambuco essa espécie é mais frequente em locais com forte presença de moitas de algas calcárias, formadas por *Halimeda* e *Jania*, exatamente como aquelas observadas durante o PELD (Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira, 2012). Está além dos objetivos do presente trabalho discutir se é a presença de *S. fuscus* que provoca a dominância das moitas calcárias, ou, pelo contrário, se é a presença dessas algas que favorece o peixe. Em todo o caso, parece haver uma relação entre esses organismos que demandaria outras metodologias mais específicas para ser adequadamente analisada.

No mais, apesar do cuidado que foi tomado no presente capítulo para evitar uma tomada apressada de conclusões, os resultados do PELD apontam sim para uma relação clara e relevante entre herbívoros e a cobertura de algas. Essa relação se insere no contexto mais amplo das relações da ictiofauna com o substrato e aparentemente constitui um processo importante no funcionamento desse ecossistema. Assim, impactos que venham a afetar essas espécies herbívoras, como a sobrepesca e a remoção de predadores de topo, podem vir a se refletir na própria estrutura do recife. Qualquer ação que busque a conservação desses ambientes recifais precisa considerar essa reciprocidade entre bentos e as assembleias de peixe.

9.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como no restante do Brasil, os recifes de coral de Pernambuco estão amplamente dominados por algas. Em formações do Caribe e do Indo-Pacífico, uma extensa cobertura vegetal costuma estar associada a situações de estresse ambiental, que atualmente estão em grande medida ligadas à ação humana. Esse não é necessariamente o caso dos recifes pernambucanos. Esses ambientes vêm sofrendo com impactos antrópicos que provocam o aumento da sedimentação e a entrada de poluentes na zona costeira (Leão *et al.*, 2016). No entanto, eles também passam por processos de erosão e sedimentação que podem ser atribuídos à descida do nível do mar que acomete a costa brasileira nos últimos 5.000 anos (Leão & Kikuchi, 2005). Esses distúrbios antigos tornam o ecossistema menos propício ao crescimento de corais escleractíneos ou algas coralíneas. Porém, nessas condições, formas de alga não construtoras de recife aparentemente tem assumido um papel importante na estruturação do ambiente recifal.

Os dados obtidos no *PELD* fornecem exemplos da ligação relevante que existe entre a estrutura das assembleias de algas, sobretudo a diversidade de grupos funcionais, e a ictiofauna dos recifes de Pernambuco. Numa análise apresada desses dados, a intensidade das relações pode parecer baixa. No entanto é preciso considerar que durante aquele estudo foram abordadas apenas variações em pequena escala. Mais do que permitir o cálculo de estimativas, os resultados derivados do *PELD* e aqui apresentados indicam tendências gerais. Modificações mais pronunciadas do que as ora observadas, como aquelas causadas pela ação humana, deverão seguir essas tendências, mas certamente com resultados mais drásticos (Steele & Forrester, 2005). Assim, fatores capazes de reduzir a diversidade de algas, como pisoteio, poluição e uma elevação na entrada de sedimentos, deverão se refletir na redução da diversidade de peixes. E por outro lado, a remoção de algumas espécies de peixe, sobretudo de herbívoros errantes, deve resultar em perda de diversidade de algas.

Com isso, a proposição de que a elevada cobertura de algas não é necessariamente resultado da ação humana não quer dizer que os recifes pernambucanos não estejam sofrendo com os impactos de origem antrópica. Muito pelo contrário. Esses são ambientes complexos e que se encontram vulneráveis devido à proximidade com grandes centros urbanos (Leão, Kikuchi, Oliveira & Vasconcellos, 2010). A presença de estressores antrópicos sem dúvida vem pondo em risco a fauna desses ambientes, inclusive seus corais e peixes, mas também vem provocando modificações na sua flora, o que prejudica a prestação de serviços ambientais essenciais, e pode inclusive comprometer ainda mais uma fauna que vive naturalmente sob estresse (Leão & Kikuchi, 2005). É, portanto, necessário que as políticas de conservação para essas formações sejam aprimoradas e tornadas efetivas. Os resultados aqui apresentados se inserem nesse contexto, chamando a atenção para a importância da cobertura de algas, normalmente preterida em análises da saúde recifal. Modificações nessa vegetação podem ser tanto causa como consequências de mudanças mais amplas, que atingem outros componentes da comunidade dos recifes, sobretudo sua ictiofauna.

Referências Bibliográficas

- Almany, G.R. (2004). Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? *Oikos*, 106(2): 275-284.
- Alvarez-Filip, L.; Dulvy, N.K.; Côté, I.M.; Watkinson, A.R., & Gill, J.A. (2011). Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications*, 21(6): 2223-2231.
- Azevedo, C.A.A.; Carneiro, M.A.A.; Oliveira, S.R. & Marinho-Soriano, E. (2011). Macroalgae as an indicator of the environmental health of the Pirangi reefs, Rio Grande do Norte, Brazil. *Brazilian Journal of Pharmacognosy*, 21(2), 323-328.
- Barros, N.C.G. (2013). *Algas marinhas bentônicas como bioindicadoras da qualidade ambiental em área recifal de Tamandaré, Pernambuco, Brasil*. Universidade Federal de Pernambuco.
- Bellwood, D.R. & Fulton, C.J. (2008). Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: Decreasing resilience to rising sea-levels and climate change? *Limnology and Oceanography*, 53(6): 2695-2701.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P.; Sazima, C. & Sazima, I. (2006). Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Marine Biology*, 149(3): 423-433.
- Bruce, T.; Meirelles, P.M.; Garcia, G.; Paranhos, R.; Rezende, C.E.; de Moura, R.L., ... Thompson, F.L. (2012). Abrolhos bank reef health evaluated by means of water quality, microbial diversity, benthic cover, and fish biomass data. *PLoS ONE*, 7(6).
- Bruno, J.F.; Precht, W.F.; Vroom, P.S. & Aronson, R.B. (2014). Coral reef baselines: How much macroalgae is natural? *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2): 24-29.
- Carneiro, P.B.D.M.; Pereira, J.U. & Matthews-Cascon, H. (2016). Standing stock variations , growth and CaCO₃ production by the calcareous green alga *Halimeda opuntia*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.
- Carpenter, R.C. & Williams, S.L. (1993). Effects of algal turf canopy height and microscale substratum topography on profiles of flow speed in a coral forereef environment. *Limnology and Oceanography*, 38: 687-694.
- Castro, C.B. & Pires, D.O. (2001). Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 357-371.

-
- Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G., & Galzin, R. (1997). Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral Reefs*, 16(2), 93-102.
- Charbonnel, E.; Serre, C.; Ruitton, S.; Harmelin, J. & Jensen, A. (2002). Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59(suppl): S208-S213.
- Chaves, L.T.C.; Pereira, P.H.C. & Feitosa, J.L.L. (2013). Coral reef fish association with macroalgal beds on a tropical reef system in North-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 64(12): 1101-1112.
- Cocentino, A.M.; Magalhães, K.M. & Pereira, S.M.B. (2004) Estrutura do macrofitobentos marinho. In E. Eskinazi-Leça, S. Neumann-Leitão & Costa, M.F. (Eds) *Oceanografia um cenário tropical* (pp.391-423). Recife: Ed Bagaço.
- Connell, S.D.; Foster, M.S. & Airoidi, L. (2014). What are algal turfs? Towards a better description of turfs. *Marine Ecology Progress Series*, 495: 299-307.
- Costa, O.S.; Attrill, M.J.; Pedrini, A.G. & De-Paula, J.C. (2002). Spatial and seasonal distribution of seaweeds on coral reefs from southern Bahia, Brazil. *Botanica Marina*, 45(4): 346-355.
- Cruz, I.C.S.; Kikuchi, R.K.P. & Leão, Z.M.A.N. (2009). Caracterização dos Recifes de Corais da Área de Preservação Ambiental da Baía de Todos os Santos para Fins de Manejo, Bahia, Brasil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 9(3): 3-23.
- Dahl, A.L. (1973). Surface area in ecological analysis: Quantification of benthic coral-reef algae. *Marine Biology*, 23(4): 239-249.
- Dodds, W.K. (1991). Micro-environmental characteristics of filamentous algal communities in flowing freshwaters. *Freshwater Biology*, 25(2): 199-209.
- Feitosa, J.L.L. & Ferreira, B.P. (2015). Distribution and feeding patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. *Marine Ecology*, 36: 462-474.
- Feitosa, J.L.L.; Cocentino, A.M.; Teixeira, S.F. & Ferreira, B.P. (2012). Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) on south-western atlantic algal-dominated reefs. *Journal of Sea Research* 70: 42-49.
- Ferreira, B.P. & Maida, M. (2006). *Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil Situação Atual e Perspectivas*. Brasília: MMA/SBF.
-

- Ferreira, B.P.; Maida, M. & Souza, A.E.T. (1995). Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandare - PE. *Boletim Técnico-Científico Do Cepene* 3(1): 213-230.
- Ferreira, C.E.L. & Gonçalves, J.E.A. (2006). Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 69(5): 1533-1551.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. & Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography* 31(7): 1093-1106.
- Figueiredo, M.; Figueiredo, M.A.O.; Horta, P.A.; Pedrini, A.G. & Nunes, J.M.C. (2008). Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. *Oecologia Australis*, 12(2): 258-269.
- Fonseca, A.C.; Villaça, R. & Knoppers, B. (2012). Reef Flat Community Structure of Atol das Rocas, Northeast Brazil and Southwest Atlantic. *Journal of Marine Biology*, 2012(179128): 1-10.
- Francini-Filho, R.B.; Coni, E.O.C.; Meirelles, P.M.; Amado-Filho, G.M.; Thompson, F.L.; Pereira-Filho, G.H., ... Watkinson, A. (2013). Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos bank, eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. *PLoS ONE*, 8(1), e54260.
- Francini-Filho, R.B.; Ferreira, C.M.; Coni, E.O.C.; de Moura, R.L. & Kaufman, L. (2010). Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability and interference competition. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(3): 481-492.
- García-Charton, J.A.; Pérez-Ruzafa, Á.; Sánchez-Jerez, P.; Bayle-Sempere, J.T.; Reñones, O. & Moreno, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144(1): 161-182.
- Goreau, T.F. (1963). Calcium carbonate deposition by coralline algae and corals in relation to their roles as reef-builders. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 109: 127-167.
- Gratwicke, B. & Speight, M.R. (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66(3): 650-667.

-
- Hata, H. & Kato, M. (2002). Weeding by the herbivorous damselfish *Stegastes nigricans* in nearly monocultural algae farms. *Marine Ecology Progress Series*, 237(1980): 227-231.
- Hay, M.E. (1991). Fish-seaweed interactions on coral reefs : effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In P. F. Sale (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 96-119). San Diego: Academic Press.
- Hay, M.E. (1981). The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62(3): 739-750.
- Hillis-Colinvaux, L. (1980). Ecology and Taxonomy of Halimeda: Primary Producer of Coral Reefs. In J.H.S. Blaxter, F.S. Russel, & M. Young (Eds.), *Advances in Marine Biology* (pp. 1-342). London : Academic Press ; Retrieved from <http://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/16351>.
- Horta, P.A.; Amancio, E.; Coimbra, C.S. & Oliveira, E.C. (2001). Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. *Hoehnea*, 28(3): 243-265.
- Jompa, J. & McCook, L.J. (2003). Coral-algal competition: macroalgae with different properties have different effects on corals. *Marine Ecology Progress Series*, 258: 87-95.
- Laborel, J.L. & Kempf, M. (1965). Formações de vermetos e algas calcárias nas costas do Brasil. *Trabalhos Do Instituto Oceanográfico Da Universidade Federal de Pernambuco*, 8: 33-50.
- Leal, I.C.S.; Araújo, M.E.; Cunha, S.R. & Pereira, P.H.C. (2015). The influence of fire-coral colony size and agonistic behaviour of territorial damselfish on associated coral reef fish communities. *Marine Environmental Research Journal*, 108: 45-54.
- Leão, Z.M.A.N. & Kikuchi, R.K.P. (2005). A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 51(5-7): 599-611
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R.K.P.; Oliveira, M.D.M. & Vasconcellos, V. (2010). Status of eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(2): 224-235.
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R.K.P.; Ferreira, B.P.; Neves, E.G.; Sovierzoski, H.H.; Oliveira, M.D.M., ... Johnsson, R. (2016). Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(2): 97-116.
-

- Liddel, W.D.; Ohlhorst, S.L. & Boss, S.K. (1988). The significance of *Halimeda* as a space-occupier and sediment-producer, 1-750m, north Jamaica. In J.H. Choat, D. Barnes, M. Borowitzka, J.C. Coll, P.J.Davies, P. Flood, ... O. Bellwood (Eds.), *Proceedings 8th International Coral Reef Symposium*, Townsville, 3: 127-132.
- Littler, M.M. (1980). Morphological Form and Photosynthetic Performances of Marine Macroalgae: Tests of a Functional/Form Hypothesis. *Botanica Marina*.
- Longo, G.O.; Morais, R.A.; Martins, C.D.L.; Mendes, T.C.; Aued, A.W.; Cândido, D.V., ... Floeter, S.R. (2015). Between-habitat variation of benthic cover, reef fish assemblage and feeding pressure on the benthos at the only atoll in South Atlantic: Rocas atoll, NE Brazil. *PLoS ONE*, 10(6): 1-29.
- Mabesoone, J.M. (1964). Origin and Age of the Sandstone Reefs of Pernambuco (Northeastern Brazil). *SEPM Journal of Sedimentary Research*, v. 34.
- Maida, M. & Ferreira, B.P. (1997). Coral Reefs of Brazil : Overview and Field Guide. In H.A. Lessios & I.G. Macintyre (Eds.), *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*. Ciudad de Panama, 1:263-273.
- Maranhão, G.M.B.; Fonseca-Genevois, V. & Passavante, J.Z.O. (2000). Meiofauna Da Área Recifal Da Baía De Tamandaré (Pernambuco, Brasil). *Trabalhos Do Instituto Oceanográfico Da Universidade Federal de Pernambuco*, 28(1): 47-59.
- Moreira, A.L.P. (2012). *Uso do habitat e atividade de forrageio de duas espécies de Sparisoma (Labridae: Scarinae), na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais , Maracajaú- Maracajaú - RN* [Dissertação de Mestrado]. João Pessoa (PB): Universidade Federal da Paraíba.
- Netto, S.A.; Attrill, M.J. & Warwick, R.M. (2003). The relationship between benthic fauna, carbonate sediments and reef morphology in reef-flat tidal pools of Rocas Atoll (north-east Brazil). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83(2): 425-432.
- Norström, A.V.; Nyström, M.; Lokrantz, J. & Folke, C. (2009). Alternative states on coral reefs: Beyond coral-macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series*, 376(1984): 293-306.
- Oliveira, W.D.M. (2016). *Ictiofauna em cristas recifais no litoral de Pernambuco: Relação entre a cobertura algal e complexidade estrutural dos habitats* [Dissertação de Mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.

-
- Pereira, P.H.C.; Moraes, R.L.; Santos, M.V.B.; Lippi, D.L.; Feitosa, J.L.L. & Pedrosa, M. (2014). The influence of multiple factors upon reef fish abundance and species richness in a tropical coral complex. *Ichthyological Research*, 61: 375-384.
- Rebouças, A.C. (1965). Sedimentos da baía de Tamandaré Pernambuco. *Trabalhos Do Instituto Oceanográfico Da Universidade Federal de Pernambuco*, 7: 187-206.
- Rees, S.A.; Opdyke, B.N.; Wilson, P.A. & Henstock, T.J. (2006). Significance of *Halimeda* bioherms to the global carbonate budget based on a geological sediment budget for the Northern Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs*, 26(1): 177-188.
- Santos, A.A.; Cocentino, A.M. & Reis, T.N.V. (2006). Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da praia de Boa Viagem - Pernambuco, Brasil. *Boletim Técnico-Científico Do CEPENE*, 14(2): 25-33.
- Santos, G.S.; Burgos, D.C.; Lira, S.M.A. & Schwamborn, R. (2015). The Impact of Trampling on Reef Macrobenthos in Northeastern Brazil: How effective are current conservation strategies? *Environmental Management*, 56(4): 847-858.
- Santos, M.V.B. (2013). *Distribuição espacial dos peixes Scarinae em recifes do litoral sul de Pernambuco* [Dissertação de Mestrado]. Recife (PE): Universidade Federal de Pernambuco.
- Scherner, F.; Horta, P.A.; Oliveira, E.C.; Simonassi, J.C.; Hall-Spencer, J.M.; Chow, F., ... Pereira, S.M.B. (2013). Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 76(1-2): 106-115.
- Simões, I.; Guimaraens, M.; Oliveira-Carvalho, M.D.F.; Valdevino, J. & Pereira, S. (2009). Avaliação florística e sucessão ecológica das macroalgas em recifes na praia de Piedade (PE). *Neotropical Biology and Conservation*, 4(1): 49-56.
- Smith, J.E.; Hunter, C.L. & Smith, C.M. (2010). The effects of top-down versus bottom-up control on benthic coral reef community structure. *Oecologia*, 163(2): 497-507.
- Soares, L.P. & Fujii, M.T. (2012). Epiphytic macroalgae from Boa Viagem Beach, Recife, Pernambuco state, Brazil. *Check List*, 8(4): 662-665.
- Sousa, G.S. & Cocentino, A.M. (2004). Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Piedade - Pe. *Tropical Oceanography, Recife*, 32(1): 1-22.
-

- Souza, I.M.M. (2012). *Avaliação da cobertura e monitoramento do branqueamento de corais nos recifes de Maracajaú/RN*. (Dissertação de Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Departamento de Oceanografia e Limnologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. 61p.
- Steele, M.A. & Forrester, G.E. (2005). Small-scale field experiments accurately scale up to predict density dependence in reef fish populations at large scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(38): 13513–13516.
- Steneck, R.S. (1986). The ecology of coralline algal crusts convergent patterns and adaptive strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(18): 273–303.
- Steneck, R.S. & Dethier, M.N. (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69(3): 476–498.
- Vasconcelos, E.R.T.P.P. (2012). Índice de distúrbio ambiental (IDA) através das macroalgas marinhas bentônicas dos recifes areníticos de Pernambuco. Universidade Federal de Pernambuco.
- Vasconcelos, E.R.T.P.P.; Reis, T.N.V.; Guimarães-Barros, N.C.; Bernardi, J.; Areces-Mallea, A.J. & Fujii, M.T. (2013). Padrão espacial da comunidade de macroalgas de mesolitoral em ambiente recifal do nordeste brasileiro. *Tropical Oceanography*, 41(1-2): 84–92.
- Vasconcelos, E.R.T.P.P.; Reis, T.N.V.; Guimarães-Barros, N.C.; Soares, L.P.; Miranda, G.E.C. & Cocentino, A.D.L.M. (2011). Métodos de amostragem para comunidades de macroalgas marinhas em recifes de arenito. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 6(1): 17–29.
- Vermeij, M.J.A.; van Moorselaar, I.; Engelhard, S.; Hörnlein, C.; Vonk, S.M. & Visser, P.M. (2010). The effects of nutrient enrichment and herbivore abundance on the ability of turf algae to overgrow coral in the Caribbean. *PLoS ONE*, 5(12): 1–8.
- Villaça, R. & Pitombo, F.B. (1997). Benthic communities of shallow-water reefs of Abrolhos, Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 45(1-2): 35–43.

Anexo 9.1 – Lista de espécies de peixe por família, praia e categorial funcional observadas durante o PELD em três recifes do sul do estado de Pernambuco. PG = Porto de Galinhas, SE = Serrambi, SJ = São José da Coroa Grande, FR = frequência de ocorrência (% de transectos), AB = abundância total e CT = categoria trófica. Em relação à essa última: ONI = onívoro, HE = herbívoro errante, HT = herbívoro territorialista, PSV = piscívoro, PLA = planctívoro, CIM = consumidor de invertebrados móveis, CIS = consumidor de invertebrados sésseis, CAR = carnívoros generalistas.

ESPÉCIES	PG	SE	SJ	FR	AB	CT
Acanthuridae						
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	X	X	X	9,6	97	HE
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	X	-	-	1,5	3	HE
<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	X	X	X	29,6	93	HE
Blenniidae						
<i>Entomacrodus vomerinus</i> (Valenciennes, 1836)	X	-	-	1,5	4	CIM
<i>Ophioblennius trinitatis</i> Miranda Ribeiro, 1919	X	X	X	37,8	149	HT
<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)	X	-	X	1,5	2	ONI
Carangidae						
<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	X	-	X	3,0	18	PSV
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	-	X	X	1,5	4	PSV
Chaenopsidae						
<i>Emblemariopsis signifer</i> (Ginsburg, 1942)	X	-	X	1,5	2	CIM
Chaetodontidae						
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	-	X	-	1,5	3	CIS
Clupeidae						
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	-	-	X	0,7	1000	PLA
Gerreidae						
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	-	X	-	1,5	7	CIM
Gerreidade não identificado	-	X	-	0,7	15	-
<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	X	-	-	3,0	15	CIM
Gobiidae						
<i>Bathygobius</i> spp	X	-	-	2,2	65	CIM
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863	X	X	X	11,1	28	ONI
Haemulidae						
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	-	X	X	1,5	2	CIM

ESPÉCIES	PG	SE	SJ	FR	AB	CT
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	-	X	X	5,9	2726	CIM
Haemulidae						
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	-	X	-	3,0	37	CIM
<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède, 1801)	-	X	-	1,5	6	CIM
<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	-	X	X	2,2	7	CIM
Holocentridae						
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	-	-	X	1,5	2	CIM
Labridae						
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	X	-	-	0,7	1	CIM
<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	X	X	X	12,6	21	CIM
<i>Halichoeres penrosei</i> Starks, 1913	-	X	X	5,2	32	CIM
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	X	X	X	17,0	249	CIM
<i>Thalassoma noronhanum</i> (Boulenger, 1890)	-	-	X	1,5	2	PLA
Labrisomidae						
<i>Gobioclinus kalisherae</i> (Jordan, 1904)	-	-	X	0,7	1	CIM
<i>Labrisomus cricota</i> Sazima, Gasparini & Moura, 2002	-	-	X	0,7	1	CIM
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	X	X	X	23,7	35	CIM
<i>Malaccoctenus delalandii</i> (Valenciennes, 1836)	X	-	X	16,3	32	CIM
<i>Malaccoctenus</i> sp.	X	-	X	19,3	64	CIM
Lutjanidae						
<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007	-	X	-	0,7	1	CAR
Muraenidae						
<i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)	X	-	-	0,7	1	CAR
<i>Muraena pavonina</i> Richardson, 1845	-	-	X	0,7	1	CAR
Ophichthidae						
<i>Ahlia egmontis</i> (Jordan, 1884)	-	-	X	0,7	1	CIM

ESPÉCIES	PG	SE	SJ	FR	AB	CT
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	-	-	X	0,7	1	CIM
Pomacentrida						
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	64,4	1222	ONI
<i>Chromis multilineata</i> (Guichenot, 1853)	X	-	X	6,7	36	PLA
<i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830)	-	-	X	2,2	3	HT
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	X	X	X	100	5330	HT
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	X	X	X	23,0	56	HT
Scaridae						
<i>Scarus zelindae</i> Moura Figueiredo & Sazima 2001	X	X	X	11,9	25	HE
<i>Sparisoma amplum</i> (Ranzani, 1841)	-	X	X	3,0	5	HE
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	X	X	X	62,2	713	HE
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	X	X	X	6,7	23	HE
<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	-	-	X	0,7	1	HE
<i>Sparisoma</i> spp	-	X	-	0,7	1	HE
Sciaenidae						
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	-	-	X	0,7	1	CAR
Serranidae						
<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	-	X	X	5,2	7	CAR
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	X	X	X	19,3	37	CAR
<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	-	-	0,7	1	CAR
Synodontidae						
<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	-	X	1,5	2	PSV

CAPÍTULO 10

Microspathodon chrysurus abrigando-se em uma colônia de coral-de-fogo (*Millepora alcicornis*).
Foto: Walter Oliveira.



ICTIOFAUNA ASSOCIADA ÀS COLÔNIAS DE CORAL-DE-FOGO E BABA-DE-BOI

Pedro Henrique Cipresso Pereira, Nicole Malinconico, Isabela Carolina Silva Leal, Maria Elisabeth de Araújo, Erika Flávia Crispim de Santana, Patrícia Silva Basílio Dantas e Fernanda Duarte Amaral

10.1. RECIFES DE CORAIS E FATORES QUE INFLUENCIAM NA DISTRIBUIÇÃO DE PEIXES

Os recifes de corais, conhecidos por formarem uma alta complexidade estrutural em águas rasas dos trópicos, garantem tridimensionalidade ao ambiente criando umas das áreas mais diversas do planeta, sendo responsáveis pela existência de milhares de espécies de crustáceos, peixes, tartarugas, mamíferos e muitos outros organismos marinhos (ver Capítulo 1). Sua estrutura sólida é utilizada como suporte, abrigo contra predadores, área de reprodução, berçário, crescimento e locais de alimentação para muitas espécies pertencentes a diversos grupos marinhos (Holbrook & Shmitt, 2002).

Um dos principais objetivos da ecologia de comunidades é determinar os fatores que as influenciam e como eles são responsáveis por sua estruturação (e.g. Odum, 1959; Luckhurst & Luckhurst, 1978; Ferreira, Gonçalves & Coutinho, 2001), a exemplo do que é observado na ecologia de peixes recifais (Denny, 1994). A complexidade estrutural tem forte efeito sobre a composição e recrutamento da ictiofauna (Coker, Graham & Pratchett, 2012), e tem sido considerada o fator principal da alta diversidade (e.g. Luckhurst & Luckhurst, 1978; Carpenter, Miclat, Albadejo, & Corpuz, 1981) e da grande abundância de peixes recifais (e.g. Chabanet *et al.*, 1997; Friedlander & Parrish, 1998). A tridimensionalidade desses ambientes permite uma maior quantidade de recursos alimentares (MacArthur & Levins, 1964), fornece áreas de refúgio contra predadores (Friedlander & Parrish, 1998; Almany, 2004; Gregor & Anderson, 2016) e pode influenciar o comportamento de fuga de peixes (Nunes, Sampaio & Barros, 2015). Além da estrutura rochosa seja ela arenítica ou orgânica, alguns organismos também são construtores de um microambiente complexo e rígido, associando-se à vida recifal ou recobrindo o substrato rígido agregando grãos

de areia ao seu tecido. É o caso das colônias de cnidários do gênero *Millepora* (coral-de-fogo) e de zooantídeo *Palythoa* (baba-de-boi), comuns ao litoral pernambucano.

10.2. ECOLOGIA DE PEIXES ASSOCIADOS A ESPÉCIES DE MILLEPORA

Os corais ramificados são um exemplo de como uma estrutura complexa pode facilitar a associação de indivíduos ao habitat. As espécies do gênero *Acropora*, abundantes no Indo-Pacífico, e de *Millepora*, comuns na costa nordeste do Brasil, influenciam positivamente na abundância e riqueza de peixes e crustáceos, dentre outros animais, que delas se utilizam para diversos tipos de associações (Leal, Pereira & Araújo, 2013, Leal, Araújo, Cunha & Pereira, 2015). As espécies de *Millepora* (Figura 10.1) são hidróides calcários zooxantelados (Boschma, 1956), vulgarmente chamados de corais-de-fogo. Eles possuem distribuição ao longo dos trópicos, estando registradas oito espécies no Oceano Índico, nove no Pacífico e seis no Atlântico. No Brasil, existem quatro espécies do gênero *Millepora*, são elas: *M. laboreli* Amaral, 2008, *M. nitida* Verrill, 1868, *M. alcicornis* (Linnaeus, 1758) e *M. braziliensis* Verrill, 1868, sendo as duas últimas as mais abundantes (Amaral, Broadhurst, Cairns & Schlensz, 2002, Amaral, Hudson, Steiner & Ramos, 2007, Amaral, Steiner, Broadhurst & Cairns, 2008). Com uma coloração parda, algumas dessas colônias chegam a alcançar de 2 a 3 metros de diâmetro, com ramificações complexas que podem alcançar 60 centímetros de altura.



Figura 10.1 – Corais ramificados do gênero *Millepora* nos recifes costeiros de Tamandaré (PE) – Área de Preservação Ambiental Costa dos Corais. Foto: Pedro C.Pereira.

As colônias mais volumosas de *Millepora* spp. abrigam uma maior riqueza e abundância de espécies, como verificado no complexo recifal de Tamandaré - PE (Figura 10.2). Segundo Leal, Araújo, Cunha & Pereira (2015), a grande maioria dos peixes associados ao coral-de-fogo nessa localidade foi observada na fase juvenil (65%), quando estão mais sujeitos à predação e buscam habitat que oferece uma complexidade estrutural e, consequente, melhor abrigo e proteção. Nos recifes, a organização trófica das comunidades íctias está intimamente relacionada à estrutura física do ambiente e à diversidade de espécies do local (Leal, Pereira & Araújo, 2013). As famílias que mantiveram maior associação com as colônias de *Millepora* spp. foram Pomacentridae, Holocentridae e Epinephelidae, nesta ordem. O maior destaque deve-se à espécie mais representativa dos recifes pernambucanos, *Stegastes fuscus* (Pomacentridae). Seus indivíduos assumem as colônias de *Millepora* spp. como parte do seu território, localizado normalmente na crista e topo recifal.

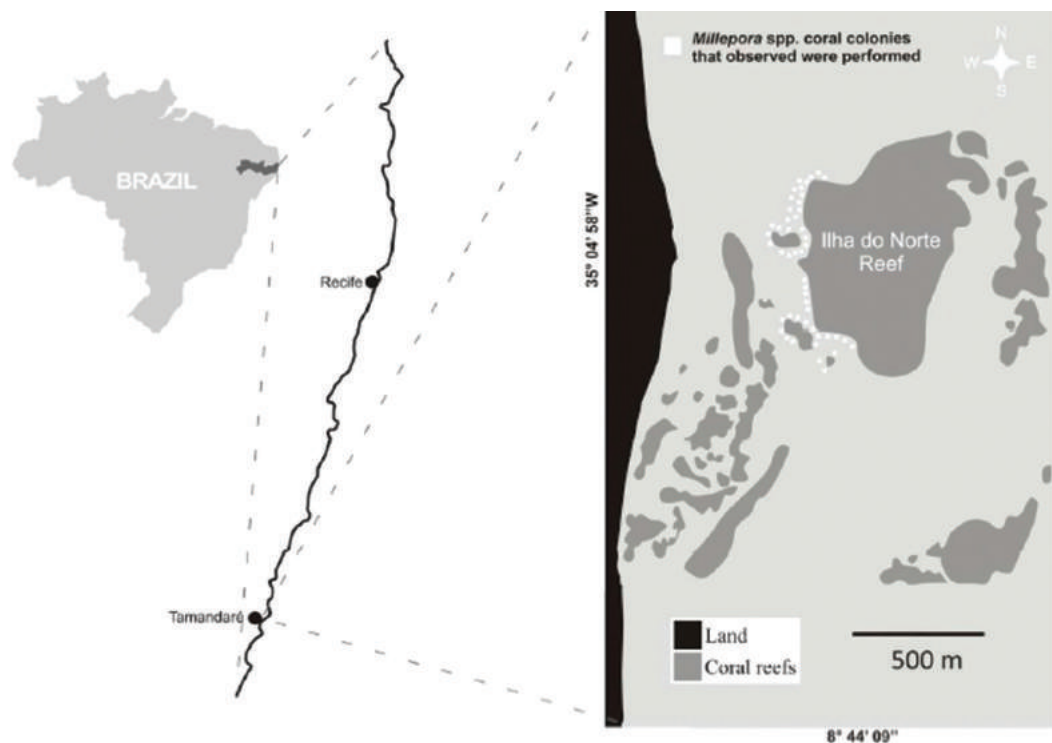


Figura 10.2 – Mapa com a localização dos recifes de corais de Tamandaré – PE. Destaque para os recifes da Ilha do Norte; local de observação das colônias de *Millepora* spp. (Fonte: Leal, Pereira & Araújo, 2013).

Quando associadas às colônias do coral-de-fogo, as espécies de peixes recifais exercem diferentes tipos de comportamentos, identificados nas seguintes categorias por Leal, Pereira & Araújo (2013): (1) Abrigado: Quando os peixes encontram-se inseridos nas fendas e reentrâncias, aparentemente descansando na estrutura das colônias; (2) Forrageando: Quando foram registrados mordiscando a estrutura do coral, considerando-se a frequência alimentar; (3) Nadando: Quando se deslocavam ativamente nas proximidades e entre a estrutura do coral; (4) Reproduzindo: Quando observados em posturas de corte. As figuras que seguem ilustram momentos desses comportamentos e as áreas das colônias de *Millepora* documentadas em Tamandaré (Figura. 10.3 e 10.4).



Figura 10.3 – Esquema de algumas posturas realizadas por peixes e as áreas mais comuns que se associam à uma colônia de *Millepora*: Em comportamento de corte *Labrisomus nuchipinnis* (1); abrigados *Holocentrus adscensionis* (2), *Ophioblennius trinitatis* (3) e *Epinephelus adscensionis* (7); nadando *Chromis multilineata* (4), *Stegastes fuscus* (6) e *Sparisoma axillare* (8); forrageando *Chaetodon striatus* (5) e *Stegastes fuscus* (6). (Fonte: Leal, Pereira & Araújo, 2013).

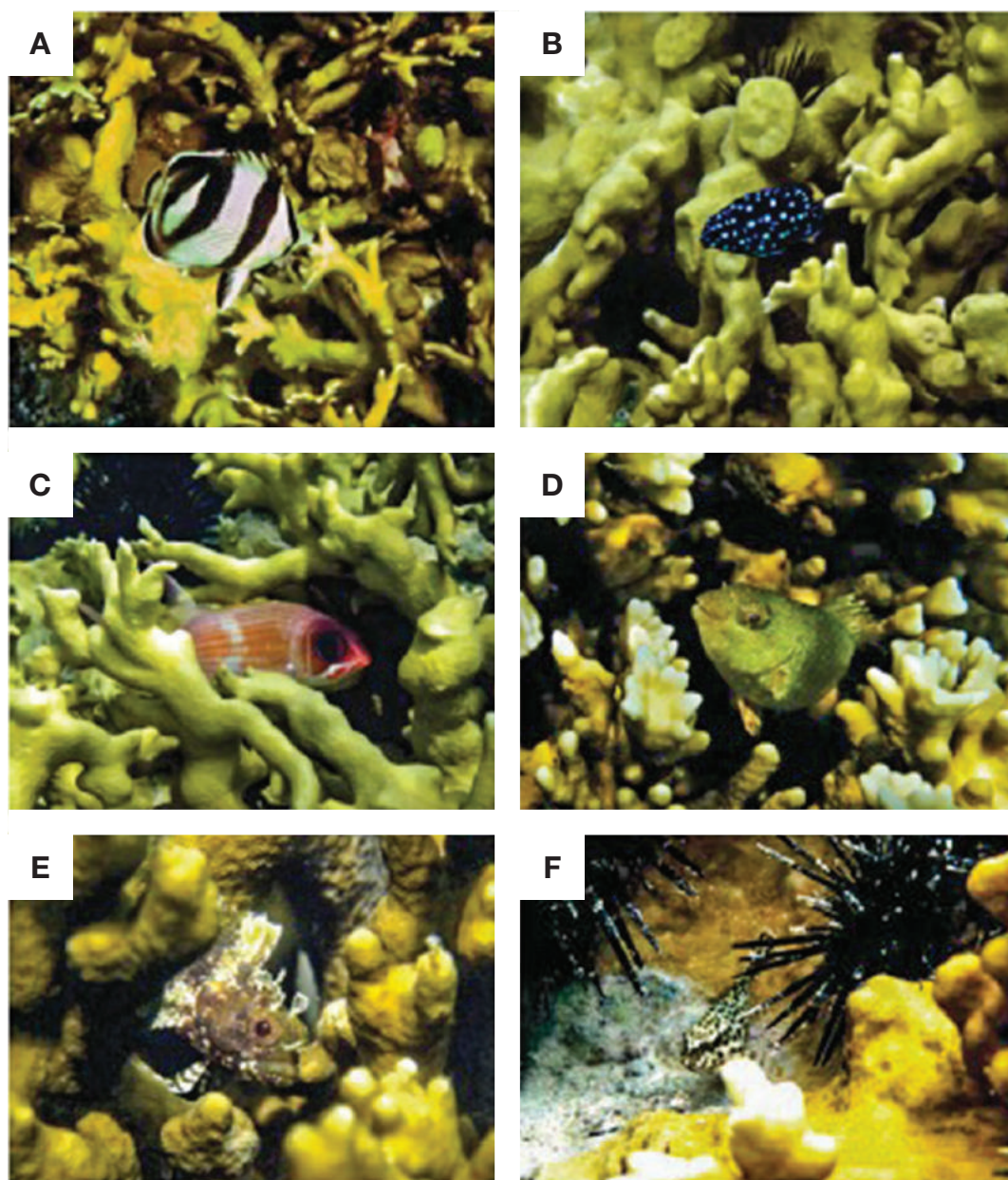


Figura 10.4 – Peixes associados aos corais ramificados do gênero *Millepora* nos recifes costeiros de Tamandaré (PE). (A) *Chaetodon striatus*; (B) *Microspathodon chrysurus*; (C) *Holocentrus adscensionis*; (D) *Sparisoma axillare*; (E) *Labrisomus kalisherae*; (F) *Epinephelus adscensionis* (Fonte: Leal, Pereira & Araújo, 2013). Fotos: Isabela Leal (A,B,C,D,E) e Pedro C. Pereira (F).

Apenas casais de peixes *Labrisomus nuchipinnis* foram vistos em posturas de corte e acasalamento nas colônias de *Millepora* dos recifes de Tamandaré. Praticamente a metade dos peixes a elas associados fica abrigada e quase 40%

são vistos nadando por entre suas ramificações. Pouco mais de 13% dos peixes costumam, de fato, morder alguns pólipos das colônias, arrancando-lhes partes delas ou outros organismos, como poliquetas e pequenos crustáceos, que vivem associados aos corais (Leal, Pereira & Araújo, 2013).

Comparativamente, a maior taxa de forrageio (mordidas por minutos) foi encontrada em indivíduos jovens de *Microspathodon chrysurus*; uma espécie conhecida por manter uma forte dependência com as colônias de *Millepora* spp. e delas se alimentarem, principalmente quando estes peixes são jovens (Ciardelli, 1967). Também são observados peixes das espécies *Stegastes*, *Ophioblennius trinitatis*, *Scarus zelindae* e *Chaetodon striatus* mordiscando as estruturas desse coral. Sabe-se que aproximadamente 160 espécies de peixes utilizam corais como recurso alimentar, as quais são denominadas espécies coralívoras (Pereira, Leal, Araújo & Souza, 2012). Em Tamandaré, pode-se encontrar algumas marcas de mordidas de peixes papagaio, que chegam a retirar pedaços relativamente grandes das colônias para consumir o muco que as revestem. A porção com injúria pode ser prejudicial à saúde do coral (Rotjan & Lewis, 2008).

A espécie *Stegastes fuscus* (Figura 10.5) predomina nas colônias do coral-de-fogo, chegando a somar metade do total dos indivíduos registrados para as espécies associadas. Os peixes jovens foram registrados com mais frequência alimentando-se dos pólipos e abrigoando-se entre as fendas das colônias, enquanto os adultos costumam morder as algas presentes nas colônias. Esses peixes também se abrigam na parte inferior da estrutura coralínea, nadando em sua volta e mantendo um claro comportamento agonístico com outras espécies que tentavam se aproximar do coral-de-fogo.

A defesa agressiva do seu território, desempenhada por *S. fuscus*, é bastante conhecida (Menegatti *et al*, 2003). No entanto, assumir as colônias de *Millepora* como parte de seu território, chama a atenção. Verificou-se, em Tamandaré, que há uma relação inversa entre o número de indivíduos de *S. fuscus* e de outras espécies de peixes que utilizavam as colônias para algum tipo de associação. É provável que a presença de *S. fuscus* seja um fator limitante para a ictiofauna associada aos corais-de-fogo (Leal, Araújo, Cunha & Pereira, 2015). Devido principalmente à competição por alimento e habitat com muitos outros peixes recifais (Leal, Pereira & Araújo, 2013).



Figura 10.5 – Um indivíduo jovem (acima) e outro adulto (abaixo) de *Stegastes fuscus* associados às colônias de *Millepora* spp. nos recifes costeiros de Tamandaré (PE) – Área de Preservação Ambiental Costa dos Corais. Foto: Pedro C. Pereira.

Espécies de diversas categorias tróficas receberam ataques dos indivíduos de *S. fuscus* com diferentes intensidades, excetuando-se os peixes piscívoros. No entanto, os herbívoros e onívoros foram proporcionalmente menos abundantes nas colônias de *Millepora* spp., em função do número de *S. fuscus*, provavelmente porque competem pelo mesmo alimento. *S. fuscus* pode se alimentar de micro-invertebrados, diatomáceas e detritos aprisionados na matriz de algas epilíticas (EAM) presentes em seu território, mas são preferencialmente consumidores de algas filamentosas (Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret, 1998; Feitosa, Concentino, Teixeira & Ferreira, 2012), chegando a podá-las e defendê-las regularmente

(Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret, 1998). Indivíduos jovens dessa espécie foram registrados mordiscando a estrutura viva das colônias. A porção arrancada do coral pode favorecer o crescimento de algas na colônia; o que seria vantajoso para os adultos. Todavia, pode também aumentar a competição por espaço entre alga e coral, gerando alguma degradação nas colônias. Ainda não se sabe a real relação entre os indivíduos de *S. fuscus* e essas colônias, e experimentos futuros manipulativos poderão auxiliar na compreensão desta relação.

As espécies de *Millepora* são os únicos corais com estruturas ramificadas encontradas no Oceano Atlântico Sul e são bastante abundantes no Nordeste do Brasil. A estrutura desses organismos é utilizada como local de abrigo, alimentação e reprodução para a ictiofauna recifal de diversas guildas tróficas e fase de vida. Além disso, caracteriza-se como uma área de extensão do território oriundo do substrato recifal e defendido por indivíduos de *Stegastes fuscus*. Suas colônias constituem, de fato, um micro-habitat importante para o ecossistema recifal, e as medidas de preservação devem ser tomadas para garantir sua sobrevivência. Fiscalização para evitar a coleta e venda de corais, um melhor manejo do turismo local e controle de embarcações são apenas algumas medidas que podem ser fundamentais para a conservação desses ambientes.

10.3. ECOLOGIA DE PEIXES ASSOCIADOS AO ZOANTÍDEO

PALYTHOA CARIBAEORUM

Palythoa caribaeorum (Duchassaing & Michelotti, 1860), vulgarmente conhecido como baba-de-boi (Figura 10.6), é um cnidário pertencente à Classe Anthozoa, Subclasse Hexacorallia, Ordem Zoanthidea, família Sphenopidae Herteig, 1882. Esta espécie distribui-se desde o sul da Flórida até o sul do Brasil (Pérez, Vila-Nova & Santos, 2005; Kemp, Cook, Lajeunesse & Brooks, 2006; Silveira & Morandini, 2011; Bouzon, Brandini & Rocha, 2012). É encontrada em locais rasos de recifes tropicais e subtropicais, tanto em áreas entre-marés, quanto naquelas permanentemente submersas (Suchanek & Green, 1981; Sebens, 1982), chegando até 30 metros de profundidade (Magalhães *et al.*, 2015). A espécie domina os recifes costeiros ao longo de várias áreas na costa brasileira (Vilaça & Pitombo, 1997; Ferreira, Gonçalves & Coutinho, 2001; Francini-Filho & Moura, 2010; Barradas *et al.*, 2010), incluindo a região nordeste (Pérez, Vila-Nova & Santos, 2005; Francini-Filho *et al.*, 2013).

Suas colônias ocorrem predominantemente em ambientes com elevado hidrodinamismo e alta taxa sedimentar (Haywick & Muller, 1997); característica comum à plataforma pernambucana. Entre 6% e 22% da cobertura bentônica dos recifes está representada por essas colônias (Silva *et al.*, 2015). Podem medir desde poucos centímetros até vários metros de área, geralmente formando uma espessa camada de tecido que cresce e recobre o substrato onde habitam. Formam extensos tapetes (Hetzl & Castro, 1994) e apresentam morfologia variada, considerando-se o número de pólipos, área, diâmetro e altura (Costa *et al.*, 2011). Assim como acontece a todas as espécies do gênero *Palythoa*, *P. caribaeorum* é caracterizada por incorporar areia e outros materiais duros da coluna d'água em seu tecido (Figura. 10.6), com taxa de absorção de até 45% de seu peso, garantindo rigidez à estrutura dos pólipos.

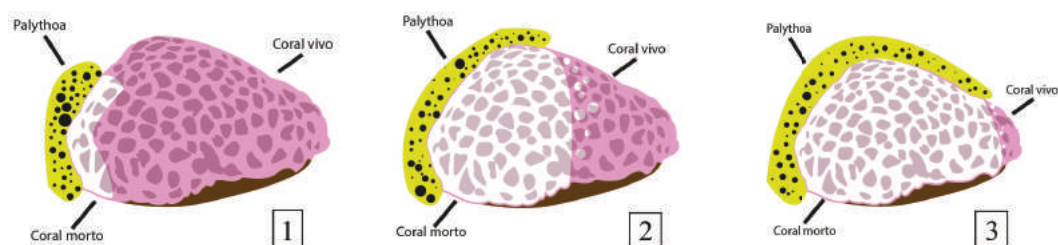


Figura 10.6 – *Palythoa caribaeorum* competindo por espaço com o coral *Siderastrea sp.* Praia do Paiva - PE. Foto: Patrícia Dantas. Fases da competição por espaço dos zoantídeos: (1) crescimento da colônia sobre o coral vivo; (2) início dos ataques ao coral; (3) estabelecimento da colônia sobre o esqueleto do coral morto. Esquema de gravuras elaborado por Erandy Gomes.

Além disso, a espécie possui a capacidade de selecionar os sedimentos incorporados, de acordo com sua composição mineral, forma e tamanho dos grãos, dando preferência aos grãos com comprimento médio de 125 μm (Haywick & Muller, 1997).

Palythoa caribaeorum apresenta reprodução assexuada ao longo de todo o ano, através da fissão e/ou fragmentação da borda da colônia. A fissão, em relação à fragmentação, tem uma contribuição maior no crescimento da espécie (Acosta, Sammarco & Duarte, 2005) e pode ser mais vantajosa por aumentar a taxa metabólica, a reprodução e o crescimento do animal (Stoner, 1989). A reprodução sexual acontece geralmente em alguns meses durante o ano, por fecundação externa através da liberação de oócitos e espermatozoides na água (Acosta, Sammarco & Duarte, 2005; Boscolo & Silveira, 2005). Além da variedade de comportamentos reprodutivos, *P. caribaeorum* possui um rápido crescimento, sendo capaz de sobrepor outros organismos (Suchanek & Green, 1981; Mendonça-Neto, Ferreira, Chaves & Pereira, 2008). A espécie possui uma das maiores taxas de crescimento conhecidas dentre os antozoários, com registros de 0,12 cm^2 por centímetro de borda por mês, em estudos realizados na Venezuela (Bastidas & Bone, 1996) e entre 0,015 e 0,021 cm/dia em Porto de Galinhas e Suape, em Pernambuco (Silva *et al.*, 2015).

O nome vulgar baba-de-boi foi atribuído à espécie devido à grande liberação de muco. Utilizado para sua proteção (Krupp, 1984), principalmente contra dessecação e radiação solar quando o zoantídeo fica exposto no mediolitoral durante a baixa maré (Denny, 1994; Soares *et al.*, 2006), esse muco contém uma toxina de alto peso molecular, a palitoxina, que pode auxiliar na competição contra outros organismos (Frelín & Van Renterghem, 1995) e contra predação (Moore & Scheuer, 1971; Gleibs, Mebs & Werding, 1995; Francini-Filho & Moura, 2010).

A espécie *P. caribaeorum* é forte competidora por espaço nos recifes e obtém sucesso matando ou inibindo o crescimento de seus concorrentes por meio de investidas físicas tentaculares e filamentos mesentéricos, através da interferência química por alelopatia¹ (Suchanek & Green, 1981; Fautin, 2009). Esses mecanismos são utilizados na competição com outros organismos bentônicos, como corais, onde a colônia cresce por cima deles, levando os seus tecidos à morte

1 Alelopatia: Mecanismo de inibição química utilizado por diversos organismos vegetais e animais onde uma das espécies produz compostos químicos que são tóxicos a outra (Ricklefs & Miller, 2000). No meio marinho, organismos como zoantídeos e esponjas produzem toxinas que impedem o crescimento no seu perímetro (Jackson & Buss, 1975).

para posterior desenvolvimento do zoantídeo sobre seus esqueletos (Suchanek & Green, 1981; Figura 10.6). Apesar disso, a presença e/ou permanência desses zooantídeos nos recifes pode ser limitada por outros competidores. Na Venezuela, por exemplo, a cobertura de *Palythoa* spp. diminui em áreas dominadas por macroalgas, principalmente por causa da invasão de algas dos gêneros *Caulerpa* e *Halimeda* (Bastidas & Bone, 1996). No Brasil, estudos demonstram que *P. caribaeorum* apresenta sinais de necrose e vulnerabilidade a espécies exóticas como o Coral Sol (*Tubastrea coccínea* (Lesson, 1829) (Luz & Kitahara, 2017).

A dominância de algas e *P. caribaeorum* em recifes costeiros pernambucanos provavelmente indica que são estes os competidores bentônicos mais bem-sucedidos. Outros zoantídeos, *Zoanthus sociatus* Ellis, 1768 e *Protopalythoa variabilis* Duerden, 1898 e, com menor abundância, os corais escleractíneos, hidrocorais, ouriços (Figura 10.7) e ascídias também compõem a cobertura bentônica (Barradas *et al.*, 2010, Malinconico, 2016).

A complexidade dos habitats pode reduzir a competição entre os organismos nectônicos; uma vez que lhes oferece uma maior diversidade de refúgio e de

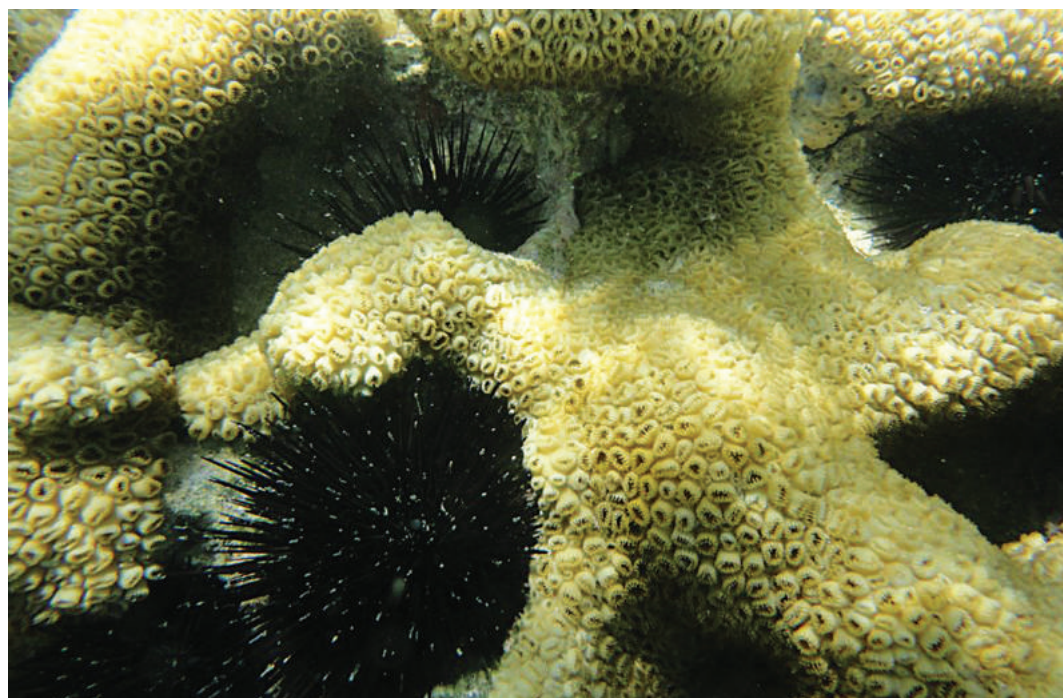


Figura 10.7 – Ouriços associados à colônia de *Palythoa caribaeorum* na Praia do Paiva (PE). Foto: Patrícia Dantas.

alimentos, permitindo assim uma maior partição de nichos (MacArthur & Levins, 1964). Muitos organismos, pertencentes às espécies da macro e microbiota, vivem associados aos zoantídeos, dentre eles estão os ouriços (Figura 10.7), poliquetas, anelídeos, esponjas, crustáceos, gastrópodos, estrelas do mar e nemátodos (Pérez, Vila-Nova & Santos, 2005; Chakravarty, Sudha & Dogiparti, 2016). As colônias de *P. caribaeorum* são comumente usadas como refúgio para estes invertebrados, que vivem tanto agregados ao muco presente em sua superfície, quanto nas locas revestidas pelas colônias (Den Hartog & Holthurs, 1984; Den Hartog & Turkey, 1991; Pérez, Vila-Nova & Santos, 2005).

A estrutura colonial de *P. caribaeorum* serve como abrigo, em um substrato recifal, para várias espécies de peixes (Malinconico, 2016). A parede da maioria de suas locas é recoberta pelo tecido do zoantídeo, que pode garantir uma proteção extra aos peixes associados. Ao colonizar uma região recifal, esses cnidários encobrem e disponibilizam essas locas. Em ambientes recifais de Porto de Galinhas, por exemplo, essa espécie tem o predomínio de aproximadamente 60% em sua cobertura, e a média das medidas de rugosidade foi de 1,56 e de 21 locas/m², com diâmetros variando entre 3 e 10 cm. Em áreas sem domínio desse zoantídeo na cobertura, foram obtidas, em média, 1,48 de rugosidade e 21 locas/m² com a mesma variação de diâmetros que na anterior. Quando comparadas as áreas (com e sem dominância) foi encontrada uma relação direta entre a abundância de peixes e a quantidade de locas (Malinconico, 2016).

Assim como ocorre em outros ambientes recifais, em Porto de Galinhas muitos peixes (64% do total da ictiofauna amostrada) nadam no entorno das colônias de *P. caribaeorum* sem que haja, aparentemente, uma interação direta com elas nos períodos das observações. Contudo, alguns peixes apresentam comportamentos variados com a estrutura colonial, sendo os mais frequentes: abrigo (71,5%), predação (20%) e fricção corporal (8,5%) sobre as colônias (Malinconico *et al.*, em preparação) (Figura 10.8; Tabela 10.1). Outras espécies de peixes também foram registradas predando *P. caribaeorum* nos recifes de Abrolhos, Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Ilha de São Sebastião e Caribe.

Um total de 22 espécies de peixes foram registradas em associação com colônias de *P. caribaeorum* na costa leste do Oceano Atlântico Tropical (Tabela 10.1). Dentre essas, nove foram apresentadas predando as colônias nos recifes

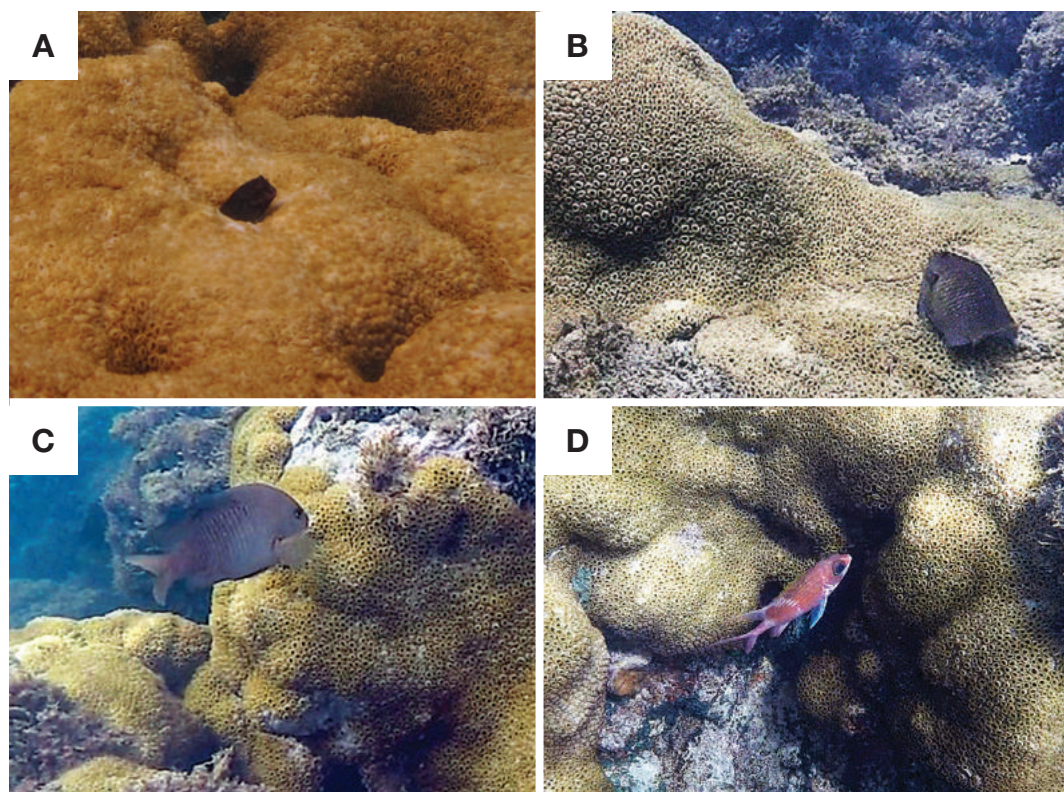


Figura 10.9 – Posturas comportamentais em colônias de *Palythoa caribaeorum*. (A) Abrigo (*Ophioblennius trinitatis*); (B) Limpeza corporal (*Stegastes fuscus*); (C) Predação (*Stegastes fuscus*), (D) Natação (*Holocentrus adscensionis*). Fotos: Nicole Maliconico.

brasileiros, sendo *Abudefduf saxatilis* e *Cantherhines macrocerus* as mais recorrentes (Tabela 10.1).

Em Pernambuco, apenas *Sparisoma frondosum*, *Stegastes fuscus* e *Abudefduf saxatilis* foram observadas predando esse zoantídeo (Malinconico, 2016), enquanto em Abrolhos, foram as seguintes: *A. saxatilis*, *Aluterus scriptus*, *Cantherhines macrocerus*, *Chaetodon striatus*, *Ch. sedentarius*, *Holacanthus ciliaris*, *Pomacanthus arcuatus* e *P. paru* (Francini-Filho & Moura, 2010; Basílio, 2013). Em experimento com exclusão de predadores por gaiola, realizado nesse arquipélago baiano, foi constatado que a predação é mais efetiva nas colônias recém assentadas, de menor tamanho e/ou branqueadas. Tanto o crescimento, quanto a recolonização de *P. caribaeorum* ocorreram de forma mais lenta em áreas com livre acesso aos predadores (sem gaiola de exclusão), principalmente em regiões nas quais o zoantídeo estava branqueado (Basílio, 2013). Esse resultado corroborou

Tabela 10.1 – Lista das espécies de peixes que apresentam interação direta com colônias de *Palythoa caribaeorum*, seus comportamentos e o local onde foram visualizados. Legenda: ABR – Abrolhos; ASPSP- Arquipélago de São Pedro e São Paulo; ISS – Ilha de São Sebastião e PG – Porto de Galinhas.

COMPORTAMENTO	ESPÉCIE	NOME POPULAR	LOCAL	REF
ABRIGO (Figura 10.8-A)	<i>Stegastes fuscus</i>	Donzela	PG	Malinconico, 2016
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	Sargentinho		
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	Cirurgião		
	<i>Cephalopholis fulva</i>	Piraúna		
	<i>Epinephelus adscensionis</i>	Peixe-gato		
	<i>Halichoeres poeyi</i>	Budião		
	<i>Holocentrus adscencionis</i>	Mariquita		
	<i>Labrisomus nuchippinis</i>	Maria da toca		
	<i>Ophioblennius trinitatis</i>	Maria da toca		
	<i>Sparisoma axillare</i>	Peixe-papagaio		
	<i>Sparisoma frondosum</i>	Peixe-papagaio		
	<i>Stegastes variabilis</i>	Donzela		
FRICÇÃO CORPORAL (Figura 10.8-B)	<i>Stegastes fuscus</i>	Donzela	PG	Malinconico, 2016
PREDUÇÃO (Figura 10.8-D)	<i>Stegastes fuscus</i>	Peixe-donzela	PG	Malinconico, 2016
	<i>Sparisoma frondosum</i>	Budião	PG	Malinconico, 2016
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	Sargentinho	ISS/ABR/ PG	Acosta, 2001; Francini-Filho & Moura, 2010; Malinconico, 2016
	<i>Cantherhines macrocerus</i>	Cangulo	ABR/ ASPSP	Francini-Filho & Moura, 2010; Longo, Krajewski, Segal & Floeter, 2012; Santana, 2014
	<i>Pomacanthus arcuatus</i>	Frade-cinza	ABR	Francini-Filho & Moura, 2010
	<i>Pomacanthus paru</i>	Peixe-frade	ABR/ ASPSP	Francini-Filho & Moura, 2010; Santana, 2014
	<i>Aluterus scriptus</i>	Peixe-porco	ASPSP	Randall, 1967; Santana, 2014
	<i>Holacanthus ciliaris</i>	Peixe – anjo	ASPSP	Santana, 2014
	<i>Chaetodon striatus</i>	Borboleta	ISS/ ASPSP	Bonaldo, Krajewski & Sazima, 2005; Santana, 2014
	<i>Chaetodon capistratus</i>	Borboleta	Caribe/ ISS	Gleibs & Mebs, 1998; Acosta, 2001
	<i>Chaetodon sedentarius</i>	Borboleta	Caribe	Gleibs & Mebs, 1998
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	Baiacu	Caribe	Gleibs & Mebs, 1998
	<i>Stegastes sp.</i>	Donzela	Caribe	Gleibs & Mebs, 1998

com o fato de que alguns predadores têm preferência alimentar por colônias fisicamente danificadas, que lhes dão acesso mais fácil aos pólipos partidos ou frágeis (Sebens, 1982). Embora não tenha havido experimento *in situ* em Porto de Galinhas, as observações diretas realizadas em colônias de *P. caribaeorum* mostraram que 67% das áreas predadas por peixes recifais apresentavam sinais de branqueamento (Malinconico, 2016).

Nos territórios onde existe um predomínio de *P. caribaeorum* na cobertura recifal, há também maior abundância de herbívoros territorialistas e onívoros que se alimentaram desse cnidário, representados, respectivamente, por *Stegastes fuscus* e *Abudefduf saxatilis* (Figuras 10.9 e 10.10) (Malinconico, 2016); espécies muito comuns no nordeste meridional brasileiro (Araújo *et al.*, em preparação).



Figura 10.9 – Indivíduos das espécies *Abudefduf saxatilis* nas áreas de *P. caribaeorum* em Porto de Galinhas (PE). Foto: Nicole Malinconico.

O sargentinho ou sabaré é um peixe onívoro que possui uma variedade de itens alimentares em sua dieta (Deloach & Humann, 1999), incluindo *Zoanthus sociatus* (Randall, 1967) e *P. caribaeorum* (Francini-Filho & Moura, 2010). Por se tratar de uma espécie generalista, esse peixe utiliza tipos variados de microhabitats e são abundantes em diversos ambientes (Munday, Jones & Caley, 1997; Medeiros *et al.*, 2007), motivo pelo qual, provavelmente, não tenha sido encontrada uma

relação direta entre a elevada abundância de *A. saxatilis* e a dominância de colônias de *P. caribaeorum*. Por outro lado, *S. fuscus* exibe uma relação estreita com essas colônias (Figura 10.10), assumindo territórios que podem apresentar mais de 50% de sua cobertura (Malinconico, 2016).

Indivíduos do gênero *Stegastes* são defensores de seus territórios (Figura 10.10) e cultivadores de algas (ver Capítulo 1), mas também onívoros oportunistas (Ceccarelli, 2007; Feitosa, Concentino, Teixeira & Ferreira, 2012), podendo preda-
r ninhos de *Abudefduf saxatilis* (Araújo, Paiva & Mattos, 2004) e exercer comportamento seguidor de mututucas (*Myrichthys ocellatus*), em busca de pedaços de caranguejo (Araújo *et al.*, 2009; Pereira, Leal, Araújo & Souza, 2012). Estudos revelam que os peixes herbívoros complementam sua alimentação com produtos de origem animal, tendo sido encontrado em suas fezes restos de crustáceos, copépodos e esponjas (Bruggeman, Van Oppen & Breeman, 1994), ou mesmo com *P. caribaeorum*, incluída na dieta de *Stegastes fuscus* e *Sparisoma frondosum* (Malinconico, 2016).



Figura 10.10 – Indivíduos de *Stegastes fuscus* (ver setas brancas) apresentando comportamento agonístico e defesa de território coberto por *P. caribaeorum* em Porto de Galinhas. Foto: Nicole Malinconico.

Os peixes da família Scaridae, conhecidos como budiões, são caracterizados por apresentarem mandíbulas em formato de bico, formadas pela fusão dos dentes apropriados para remover algas e detritos do substrato (Streelman, Afaro, Westneat & Bellwood, 2002). É sabido que os peixes herbívoros desempenham um importante papel na retirada de algas dos recifes (Choat & Bellwood, 1991; Bellwood, Hughes, Folker & Nystrom, 2004), porém muitas espécies dessa família também são capazes de predação de cnidários bentônicos, como corais, causando-lhes danos (Rotjan & Lewis, 2008). No Brasil, apenas as espécies *Sparisoma amplum*, *Scarus zelindae* e *Scarus trispinosus* foram observadas predando corais em ecossistemas recifais, deixando marcas aparentes de mordidas nas colônias (Francini-Filho, Moura, Ferreira & Coni, 2008; Pereira, Leal, Araújo & Souza, 2012). *Sparisoma frondosum* também é capaz de predação de corais (Humann & DeLoach, 2002; Malinconico, 2016), porém não há ainda registro de suas mordidas. É possível que a capacidade de rápida regeneração do tecido arrancado de *P. caribaeorum* (Bastidas & Bone, 1996; Silva *et al.*, 2015) encubra muitas cicatrizes.

Peixes espongiívoros, como *H. ciliaris*, *P. arcuatus* e *P. paru* (Randall & Hartman, 1968; Hourigan *et al.*, 1989; Andréa, Batista, Sampaio & Muricy, 2007; Figura 10.11), também podem ingerir outros organismos como algas e cnidários bentônicos - gorgônias, zoantídeos e hidróides (Randall & Hartman, 1968). As espécies do gênero *Pomacanthus* são capazes de ingerir uma gama de organismos que possuem toxinas, incluindo a palitoxina (Gleibs & Mebs, 1998), possivelmente, para acumulá-las em seus tecidos para sua própria defesa química contra predadores (Hourigan *et al.*, 1989).

Os cangulos também são comedores de esponjas e cnidários bentônicos (Randall & Hartman, 1968; Turingan, Wainwright & Hensley, 1995), incluindo *P. caribaeorum* (Francini-Filho & Moura, 2010; Longo, Krajewski, Segal & Floeter, 2012) (Figura 10.12). Em recifes do Caribe, estudos apontam a existência de mais de 50% de cnidários bentônicos na dieta de *Aluterus scriptus*, sugerindo uma provável tolerância às estratégias de defesa do grupo (cnidócitos e palitoxina) (Randall, 1967). No Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP), a predação de *P. caribaeorum*, realizada por cangulos desta espécie e de *Chantherhines macrocerus* (Hollard, 1853) (Figura 10.12), é intensa e muitas cicatrizes são deixadas nessas colônias (Santana *et al.*, em preparação) (Figura 10.13). A alta cobertura deste zoantídeo no



Figura 10.11 – *Pomacanthus arcuatus* (Linnaeus, 1758) visualizado em área coberta por *Palythoa caribaeorum* no Banco dos Abrolhos. Foto: Patrícia Dantas.



Figura 10.12 – *Cantherhines macrocerus* visualizado em área com presença de *Palythoa caribaeorum* no Banco dos Abrolhos. Foto: Patrícia Dantas.

ASPSP [11,7% (EP 3,6%) entre 5 a 30 m de profundidade] (Magalhães *et al.*, 2015), concentrada em uma área relativamente pequena da enseada, faz de *P. caribaeorum* um recurso alimentar bastante disponível para seus predadores. Esta alta disponibilidade, associada com a alta densidade de espécies de peixes predadoras (Luiz *et al.*, 2015), é um fator que pode explicar a intensa predação (Santana *et al.*, em preparação). O uso de *P. caribaeorum* como alimento, no entanto, pode depender da disponibilidade de presas para os peixes, como verificado em Pernambuco (Silva *et al.*, 2015; Barradas *et al.*, 2010), ou ainda da grande abundância de algas, principalmente epilíticas, que são bastante palatáveis aos peixes (Hay, 1991; 1997).

Colônias de *P. caribaeorum* são utilizadas como recurso alimentar para vários animais, como as tartarugas e as estrelas do mar além dos peixes, (Gleibs & Mebs, 1998; Stampar, Silva & Luiz, 2007; Obuchi & Reimer, 2011). A energia obtida pela ingestão dos pólipos é proveniente de dois tipos de nutrição: por assimilação do carbono fotossintético, que é fixado por meio da simbiose com as zooxantelas (Muscatine, McCloskey & Marian, 1981), e pela captura e ingestão de presas em suspensão na coluna d'água (Sebens, 1977; Santana, Alves, Santos & Gomes, 2014).

Além das mordidas na colônia de *P. caribaeorum* (Figura 10.13), o contato corporal direto com sua estrutura parece ser fundamental para a espécie de peixe mais característica dos recifes pernambucanos: *Stegastes fuscus*. Um comportamento inédito foi observado nos recifes de Porto de Galinhas (Malinconico *et al.*, em preparação) envolvendo seus indivíduos: Fricção dos flancos sobre as colônias (Figura 10.08-B e Tabela 10.1).

É provável que esses peixes utilizem essas colônias como forma de remoção de parasitas, assim como fazem em algas, pois aparentemente eles preferem objetos com uma textura suave (Myberg, 1972). Outra explicação deve-se à existência de potenciais anti-inflamatórios e analgésicos presentes na toxina produzida por esses zoantídeos (Soares *et al.*, 2006). Peixes jovens da família Pomacentridae, como o peixe palhaço (*Amphiprion* spp.), assumem as colônias como seu território (Allen, 1972), e costumam esfregar o corpo nos pólipos de anêmonas como processo de aclimação ao ambiente que depois lhe servirá como proteção (Brooks & Mariscal, 1984; Miyagawa, 1989). É possível que comportamento similar esteja ocorrendo entre *S. fuscus* e as colônias de *P. caribaeorum*. A partir de diversos estudos foi possível concluir que colônias de *P. caribaeorum* expandem os territórios

de peixes nas plataformas recifais, fornecem abrigo e alimento para diversas espécies e outros organismos, incluindo as tartarugas. Sua estrutura revestida de muco disponibiliza um substrato adequado para possível limpeza corporal, como documentado com *Stegastes fuscus* (Malinconico, 2016).



Figura 10.13 – Marcas de mordidas (porções brancas) de peixes nas colônias de *Palythoa caribaeorum*. Foto: Erika Santana.

10.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os recifes de corais sofrem grandes impactos, tanto local (sedimentação, pesca e turismo desordenado), quanto globalmente (aquecimento global e acidificação dos oceanos) com uma perda prevista de até 50% dos recifes de corais até o ano de 2050 (Hughes *et al.*, 2017). Com o aumento da interferência antropogênica nesses ambientes, a comunidade científica investe em pesquisas sobre o desequilíbrio existente entre a abundância de organismos construtores e não construtores; um dos parâmetros para determinação das fases de degradação dos recifes (Hughes, 1994; Bellwood, Hughes, Folker & Nystrom, 2004). Os impactos mencionados afetam a estrutura da comunidade do ambiente recifal, através da função desses ecossistemas, influenciando de forma intensa processos ecológicos como

recrutamento, competição e predação daqueles organismos que habitam as colônias. Estudos recentes mostram que a composição dos recifes de corais foi drasticamente modificada com a redução de corais bioconstrutores (escleractíneos) e o possível domínio de octocorais, hidroides e zoantídeos (Cruz, Kikuchi, Longo & Creed, 2014; Lenz, Bramanti, Lasker & Edmunds, 2015; Edmunds, Tsounis & Lasker, 2016). Neste contexto, o monitoramento dos recifes de corais brasileiros é fundamental para acompanhar as modificações na composição bentônica e entender os processos que regem e favorecem o aumento de hidrocorais (*Millepora* spp.) e zoantídeos (*Palythoa caribaeorum*). Além disso, é importante garantir a sobrevivência dos corais escleractíneos para manutenção de várias espécies de peixes.

Referências Bibliográficas

- Acosta, A. (2001). Disease in Zoanthids: dynamics in space and time. In: Porter, J.W. (Ed.). *The Ecology and Etiology of Newly Emerging Marine Diseases. Developments in Hydrobiology*. [s.l.] *Springer Netherlands*. p. 113-130.
- Acosta, A.; Sammarco, P.W. & Duarte, L.F. (2005). New fission processes in the zoanthid *Palythoa caribaeorum*: description and quantitative aspects. *Bulletin of Marine Science* 76: 1-26.
- Allen, G.R. (1972). *Anemonefishes*. Neptune City: T.F.H. Publications, 288 pp.
- Almany, G.R. (2004). Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, 141(1): 105-113.
- Amaral, F.D.; Broadhurst, M.K.; Cairns, S.D. & Schlenz, E. (2002). Skeletal morphometry of *Millepora* occurring in Brazil, including a previously undescribed species. *Proceedings of the Biological Society of Washington*. 115(3): 681-695.
- Amaral, F.D.; Hudson, M.M.; Steiner, A.Q. & Ramos, C.A.C. (2007). Corals and calcified hydroids of the Manuel Luiz Marine State Park (State of Maranhão, Northeast Brazil). *Biota Neotropica* 7(3).
- Amaral, F.D.; Steiner, A.Q.; Broadhurst, M.K. & Cairns, S.D. (2008). An overview of the calcified hydroids from Brazil, including a new species. *Zootaxa*. 1930: 56-68.
-

- Andréa, B.R.; Batista, D.; Sampaio, C.L.S. & Muricy, G. (2007). Spongivory by juvenile angelfish (Pomacanthidae) in Salvador, Bahia State, Brazil. In Custódio M.R.; Lôbo-Hajdu G.; Hajdu E. & Muricy G. (eds) Porifera research: biodiversity, innovation and sustainability. Série Livros 28. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 233-237.
- Araújo, M.E; Paiva, A.C.G & Mattos, R.M.G. (2004). Predação de ovos de *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae) por *Elacatinus figaro* (Gobiidae) em poças de maré, Serrambi, Pernambuco. *Tropical Oceanography*. Recife, 32(2): 135-142.
- Araújo, M.E.; Pereira, Pedro, H.C.; Feitosa, J.L.L.; Gondolo, G.; Pimenta, D. & Nottingham, M.C. (2009). Feeding behavior and follower fishes of *Myrichthys ocellatus* (Anguilliformes: Ophichthidae) in the western Atlantic. *Neotropical Ichthyology*, 7: 503-507.
- Barradas, J.I.; Amaral, F.D.; Hernández, M.I.M.; Flores-Montes, M.J. & Steiner, A.Q. (2010). Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brasil), with special focus on corals and calcified hydroids. *Biotemas*. 23(2): 61-67.
- Basílio, P.S. (2013). *Abundância e sucessão de Palythoa caribaeorum (Duchassaing & Michelotti, 1860): Um estudo experimental no banco dos Abrolhos, BA.* [Dissertação de Mestrado]. Rio Tinto (PB). Universidade Federal da Paraíba.
- Bastidas, C. & Bone, D. (1996). Competitive strategies between *Palythoa caribaeorum* and *Zoanthus sociatus* (Cnidaria: Anthozoa) at a reef flat environmental in Venezuela. *Bulletin of Marine Science*. 59(3): 543-55.
- Bastos, R.B.; Feitosa, F.A.N.; Koenig, M.L.; Machado, R.C.A. & Muniz, K. (2011). Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca-Pernambuco-Brasil): produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 15(1): 01-10.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folker, C. & Nystrom, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429:827-833.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P. & Sazima, I. (2005). Meals for two: foraging activity of the butterflyfish *Chaetodon striatus* (Perciformes) in Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(2): 211-215
- Boschma, H. Milleporina & Stylasterina. (1956). In: Moore, R. C. (ed.) Treatise on invertebrates paleontology. *Geological Society of America*, New York, p. 90-106.

-
- Boscolo, H.K. & Silveira F.L. (2005). Reproductive biology of *Palythoa caribaeorum* and *Protopalythoa variabilis* (Cnidaria, Anthozoa, Zoanthidea) from the southeastern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65: 29-41.
- Bouzon, J.L.; Brandini, F.P. & Rocha, R.M. (2012). Biodiversity of sessile fauna on rocky shores of coastal islands in Santa Catarina, Southern Brazil. *Marine Science*. 2(5): 39-47.
- Brooks, W.R. & Mariscal, R.N. (1984). The acclimation of anemone fishes to sea anemones: protection by change in the fish's mucous coat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 81: 277 - 285.
- Bruggemann, J.H.; Van Oppen, M.J.H. & Breeman, A.M. (1994). Foraging by the stoplight parrotfish *Sparisoma viride*. I. Food selection in different, socially determined habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 106: 41-55.
- Carpenter, K.E.; Miclat, R.I.; Albadejo, V.D. & Corpuz, V.T. (1981). The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine Reef Fishes. *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium*, 2: 497-502.
- Ceccarelli, D.M. (2007). Modification of benthic communities by territorial damselfish: a multi-species comparison. *Coral Reefs*, 26(4): 853-866.
- Ciardelli A. (1967). The anatomy of feeding mechanism and the food habits of *Microspathodon chrysurus* (Pisces: Pomacentridae). *Bulletin of Marine Science* 17: 845-883.
- Chabanet, P.; Ralambondrainy, H.; Amanieu, M.; Faure, G. & Galzin, R. (1997). Relationship between coral reef substrata and fish. *Coral Reefs*, 16: 93-102.
- Chakravarty, M.S.; Sudha, B.S. & Dogiparti, P.R.C.G. (2016). Some animal associates of the zoanthids, *Palythoa mutuki* (Haddon & Shackleton, 1891) and *Zoanthus sansibaricus* (Carlgen, 1990) along rocky shores of Visakhapatnam, India - A check list. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 4(4): 380-384.
- Choat, J.H. & Bellwood, D.R. (1991). Reef fishes: Their history and evolution. Em: Sale, P.F. 2002. *Coral Reef Fishes. Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press US 549 pp.
- Coker, D.J.; Graham, N.A.J.; Pratchett, M.S. (2012). Interactive effects of live coral and structural complexity on the recruitment of reef fishes. *Coral Reefs*, 31(4): 919-927.
-

- Costa, D.L.; Gomes, P.B.; Santos, A.M.; Valença, N.S.; Vieira, N.A. & Pérez, C.D. (2011). Morphological plasticity in the reef zoanthid *Palythoa caribaeorum* as an adaptive strategy. *Annales Zoologici Fennici*. 48: 349-358.
- Costa C.F.; Sassi R.; Gorchach-Lira K.; LaJeunesse T.C. & Fitt W.K. (2013). Seasonal changes in zooxanthellae harbored by zoanthids (Cnidaria, Zoanthidea) from coastal reefs in northeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 8: 253-264.
- Cruz, I.C.S.; Kikuchi, R.K.P.; Longo, L.L. & Creed, J.C. (2014). Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. *Marine Ecology*. p. 1 – 8.
- Deloach, N. & P. Humann. (1999). Reef fish Behavior: Florida, Caribbean, Bahamas. Jacksonville, New World Publications, 359p.
- Den Hartog J.C. & Holthuis L.B. (1984). A note on an interesting association of the crab *Platypodiella picta* (A. Milne Edwards 1869) and species of Zoantharia. *Courier Forschungsinstitut Senckenberg* 68: 21-29.
- Den Hartog, J.C. & Türkay, T. (1991). *Platypodiella georgei* spec. nov. (Brachyura: Xanthidae), a new crab from the island of St. Helena, South Atlantic Ocean, with notes on the genus *Platypodiella* Guinot, 1967. *Zoologische Mededelingen, Leiden* 65: 209-220.
- Denny, M.W. (1994). Roles of hydrodynamics in the study of life on wave-swept shores. In Ecological morphology. Integrative organismal biology. (Wainwright, P.C, Reilly, S.M., Eds) Chicago, *University of Chicago Press*. p. 169-204.
- Duchassaing, P. & Michelotti, G. (1860). Mémoire sur les coralliaires des Antilles. Turin: *Imprimerie Royale*.
- Edmunds, P.J.; Tsounis, G. & Lasker, H.R. (2016) Differential distribution of octocorals and scleractinians around St. John and St. Thomas, US Virgin Islands *Hydrobiologia* 767(1): 347-360.
- Eskinazi-Leça, E.; Koenig, M.L. & Silva-Cunha, M.G.G. (2004). Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplânctônica. Pp 353-373. In: E. Eskinazi-Leça; S. Newmann-Leitão & M.F. Costa (org.). Oceanografia um cenário tropical. Recife, Edições Bagaço.
- Fautin, D.G. (2009). Structural diversity, systematics, and evolution of cnidae. *Toxicon*, 54: 1054 – 1064.

-
- Feitosa, J.L.L.; Cocentino, A.L.M.; Teixeira, S.F. & Ferreira, B.P. (2012). Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. *Journal of Sea Research* 70: 42-49.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho R. & Peret, A.C. (1998) Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229: 241-264.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho, R. (2001). Community Structure of Fishes and Habitat Complexity on a Tropical Rocky Shore. *Environmental Biology of Fishes*, 61(4): 353-369.
- Floeter, S. R., Krohling, W., Gasparini, J.L., Ferreira, C.E.L. & Zalmon, I.R. (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78(2): 147-160.
- Floeter, S.R.; Rocha, L.A.; Robertson, D.R.; Joyeux, J.C.; Smith-Vaniz, W.F.; Wirtz, P.; Edwards, A.J.; Barreiros, J.P.; Ferreira, C.E.L.; Gasparini, J.L.; Brito, A.; Falcón, J.M.; Bowen, B.W. & Bernardi, G. (2008). Atlantic reef fish biogeography and evolution. *Journal of Biogeography*, 35: 22-47.
- Francini-Filho, R.B.; Coni, E.C.O.; Meirelles, P.M.; Amado-Filho, G.M.; Thompson, F.L.; Pereira-Filho, G.H.; Bastos, A.C.; Abrantes, D.P.; Ferreira, C.M.; Gibran, F.Z.; Guth, A.Z.; Sumida, P.Y.G.; Oliveira, N.L.; Kaufman, L.; Minte-Vera, C.M. & Moura, R.L. (2013). Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on natural and anthropogenic drivers. *PLoS One*: 8 (1): e54260.
- Francini-Filho, R.B. & Moura, R.L. (2010). Predation on the toxic zoanthid *Palythoa caribaeorum* by reef fishes in the Abrolhos bank, eastern Brazil. *Note Brazilian Journal of Oceanography*. 58(1): 77-79.
- Francini-Filho, R.B.; Moura, R.L.; Ferreira, C.M. & Coni, E.O.C. (2008). Live coral predation by parrotfishes (Perciformes: Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional groups. *Neotropical Ichthyology*, 6: 191-200.
- Frelin, C. & Van Renterghem, C. (1995). Palytoxin Recent electrophysiological and pharmacological evidence for several mechanisms of action. *General Pharmacology*, 26: 33-37.
-

- Friedlander, A.M.; Parrish, J.D. (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(1): 1-30.
- Gregor, C.A. & Anderson, T.W. (2016). Relative importance of habitat attributes to predation risk in a temperate reef fish. *Environmental Biology of Fishes*, 99(6-7): 539-556.
- Gili, J. M. & Coma, R. (1998). Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine webs. *Trends in Ecology and Evolution*. 13: 316-321.
- Gleibs, S. & Mebs, D. (1998). Sequestration of a marine toxin. *Coral Reefs*, p. 17- 338.
- Gleibs, S.; Mebs, D. & Werding, B. (1995). Studies on the origin and distribution of palytoxin in a Caribbean coral reef. *Toxicon*. 33: 1531-1537.
- Hay, M.E. (1991). Fish-seaweed interactions on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In Sale P.F. (ed.) *The ecology of fishes on coral reefs*. San Diego: Academic Press, pp. 96-119.
- Hay, M.E. (1997). The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral Reefs*. 16: 67-76.
- Haywick, D.W. & Mueller, E.M. (1997). Sediment retention in encrusting *Palythoa* spp. a biological twist to a geological process. *Coral Reefs*. 16: 39-46.
- Hetzel, B. & Castro, C.B. (1994). *Corais do sul da Bahia*. Editora Nova Fronteira: Rio de Janeiro. 189p.
- Holbrook, S.J. & Schmitt, R.J. (2002). Competition for shelter space causes densitydependent predation mortality in damselfishes. *Ecology* 83:2855-2868.
- Hourigan, T.F.; Stanton, F.G.; Motta, P.J.; Kelley, C.D. & Carlson, B. (1989). The feeding ecology of three species of Caribbean angelfishes (family Pomacanthidae). *Environmental Biology of Fishes*. 24(2): 105-116.
- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1551.
- Hughes, T.P.; Kerry, J.T.; Álvarez-Noriega, M.; Álvarez-Romero, J.G.; Anderson, K.D.; Baird, A.H.; Babcock, R.C.; Beger, M.; Bellwood, D.R.; Berkelmans, R.; Bridge, T.C.; Butler, I.R.; Byrne, M.; Cantin, N.E.; Comeau, S.; Connolly, S.R.; Cumming, G.S.; Dalton, S.J.; Diaz-Pulido, G.; Eakin, C.M.; Figueira, W.F.; Gilmour, J.P.; Harrison, H.B.; Heron, S.F.; Hoey, A.S.; Hobbs, J.A.; Hoogenboom, M.O.; Kennedy, E.V.; Kuo, C.Y.; Lough, J.M.; Lowe, R.J.; Liu, G.; McCulloch, M.T.;

-
- Malcolm, H.A.; McWilliam, M.J.; Pandolfi, J.M.; Pears, R.J.; Pratchett, M.S.; Schoepf, V.; Simpson, T.; Skirving, W.J.; Sommer, B.; Torda G.; Wachenfeld, D.R.; Willis B.L. & Wilson, S.K. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*. 15:543(7645): 373-377.
- Humann, P. & Deloach, N. (2002). Reef Fish Identification - Florida, Caribbean, Bahamas. 3th Ed. New World Publications, Jacksonville, Florida, 481pp.
- Jackson, J.B.C. & Buss, L.W. (1975). Allelopathy and spatial competition among coral reef invertebrates. *Proc Nat Acad Sci. USA*, 72: 5160-5163.
- Kemp, D.W.; Cook, C.B.; Lajeunesse, T.C. & Brooks, W.R. (2006). A comparison of the thermal bleaching responses of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* from three geographically different regions in south Florida. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 335: 266-276.
- Krupp, D.A. (1984). Mucus production by corals exposed during an extreme low tide. *Pacific Science*. 38: 1-11.
- Leal, I.C.S.; Araújo, M.E.; Cunha, S.R. & Pereira, P.H.C. (2015) The influence of fire-coral colony size and agonistic behaviour of territorial damselfish on associated coral reef fish communities. *Marine Environmental Research*. 108: 45-54.
- Leal, I.C.S.; Pereira, P.H.P. & Araújo, M.E. (2013). Coral reef fish association and behaviour on the fire coral *Millepora* spp. in north-east Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(6): 1703-1711.
- Lenz, E.A.; Bramanti, L.; Lasker, H.R. & Edmunds, P.J. (2015). Long-term variation in the population density of gorgonians in St. John, US Virgin Island. *Coral Reefs*. 34: 1099-1109.
- Longo, G.O.; Krajewski, J.P.; Segal, B. & Floeter, S.R. (2012). First record of predation on reproductive *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa: Sphenopidae): insights on the tradeoff between chemical defences and nutritional value. *Marine Biodiversity Records*. 5: 1-3.
- Luckhurst, B.E. & Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49(4): 317-323.
- Luiz, O.J.; Mendes, T.C.; Barneche, D.R.; Ferreira, C.G.W.; Noguchi, R.; Villaça, R.C.; Rangel, C.A.; Gasparini, J.L. & Ferreira, C.E.L. (2015). Community structure of reef fishes on a remote oceanic island (St. Peter and St. Paul's Archipelago, Equatorial Atlantic): the relative influence of abiotic and biotic variables. *Marine and freshwater research*. 66: 739-739.
-

- Luz, B.L.P. & Kitahara, M.V. (2017) Could the invasive scleractinians *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* replace the dominant zoantharian *Palythoa caribaeorum* in the Brazilian subtidal? *Coral Reefs*. p. 1-1.
- MacArthur, R.H. & Levins, R. (1964). Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 51: 1207-1210.
- Magalhães, G.M.; Amado-Filho, G.A.; Rosa, M.R.; Moura, R.L.; Brasileiro, P.S.; Moraes, F.C.; Francini-Filho, R.B. & Pereira-Filho, G.H. (2015). Changes in benthic communities along a 0–60 m depth gradient in the remote St. Peter and St. Paul Archipelago (Mid-Atlantic Ridge, Brazil). *Bulletin of Marine Science*. 91(3): 1 – 20.
- Malinconico, N. (2016). *Ictiofauna associada à Palythoa caribaeorum (Anthozoa, Cnidaria): relações ecológicas e efeitos de distribuição*. [Monografia] Recife (PE) Universidade Federal de Pernambuco.
- Medeiros, P.R.; Grempel, R.G; Souza, A.T; Ilarri, M.I. & Sampaio, C.L.S. (2007). Effects of recreational activities on the fish assemblage structure in a northeastern Brazilian reef. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2: 288-300.
- Mendonça-Neto, J.P.; Ferreira, C.E.L.; Chaves, L.C.T. & Pereira, R.C. (2008). Influence of *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) zonation on site-attached reef fishes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 80(3): 495-513.
- Mendonça-Neto, J.P. & Gama, B.A.P. (2009). The native *Palythoa caribaeorum* overgrows on invasive species in the intertidal zone. *Coral Reef*. 28: 497.
- Menegatti, J.V.; Vescovi, D.L. & Floeter S.R. (2003). Interações agonísticas e forrageamento do peixe-donzela comum, *Stegastes fuscus* (Peciformes : Pomacentridae). *Natureza on line*, 1: 45-50.
- Moore, R.E. & Scheuer, P.J. (1971). Palytoxin: a new marine toxin from a coelenterate. *Science*. 172: 495-496.
- Muscattine, L.; McCloskey, L.R. & Marian, R.E. (1981). Estimating the daily contribution of carbon from zooxanthellae to coral animal respiration. *Limnology and oceanography*. 26: 601-611.
- Munday, P.L.; Jones, G.P. & Caley, M.J. (1997). Habitat specialization and the distribution and abundance of coral-dwelling gobies. *Marine Ecology Progress Series*. 152: 227-239.

-
- Munday, P.L. (2000). Interactions between habitat use and patterns of abundance in coral-dwelling fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 355-369.
- Myrberg, A. (1972). Ethology of the Bicolor Damselfish, *Eupomacentrus partitus* (Pisces: Pomacentridae): A Comparative Analysis of Laboratory and Field Behaviour. *Animal Behaviour Monographs*, 5: 197-197.
- Miyagawa, K. (1989). Experimental analysis of the symbiosis between anemonefish and sea nemones. *Ethology*, 80: 19 - 46.
- Nascimento-Vieira, D.A.; Neumann-Leitão, S.; Porto-Neto, F.F.; Silva, T.A. & Silva, A.P. (2010). Mesozooplâncton de área recifal do Atlântico sudoeste tropical. *Tropical Oceanography*, 38(1): 47-59.
- Nunes, J.A.C.C.; Sampaio, C.L.S.; Barros, F. (2015). The influence of structural complexity and reef habitat types on flight initiation distance and escape behaviors in labrid fishes. *Marine Biology*, 162(3): 493-499.
- Obuchi, M. & Reimer, J.D. (2011). Does *Acanthaster planci* preferably prey on the reef zoanthid *Palythoa tuberculosa*? *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, 13(1): 7-7.
- Odum, E.P. (1959). Fundamentals of Ecology (Sanders, W.B., Ed.) Philadelphia, Company.
- Oigman-Pszczol, S.S.; Figueiredo, M.A.O. & Creed, J.C. (2004). Distribution of benthic communities on the tropical rocky subtidal of Armação dos Búzios, Southeastern Brazil. *Marine Ecology*, 25(3): 173-190.
- Pandolfi, J.M.; Bradbury, R.H.; Sala, E.; Hughes, T.P.; Bjorndal, K.A.; Cooke, R.G.; McArdle, D.; McClenachan, L.; Newman, M.J.H.; Paredes, G.; Warner, R.R. & Jackson, J.B.C. (2003). Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystems. *Science*, 301: 955 - 958.
- Pérez, C.D.; Vila-Nova, D.A. & Santos, A.M. (2005). Associated community with the zoanthids *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil, *Hydrobiologia*, 548: 207-215.
- Pereira, P.H.C.; Feitosa, J.L.L.; Chaves, L.C.T. & Araújo, M.E. (2012). Reef fish foraging associations: “Nuclear-follower” behavior or an ephemeral interaction? *Marine Biology*, 12: 1-5.
- Pereira, P.H.C.; Leal, I.C.S.; Araújo, M.E. & Souza, A.T. (2012). Feeding association between reef fishes and the fire coral *Millepora* spp. (Cnidaria: Hydrozoa). *Marine Biodiversity Records*, 5: 1-4.
-

- Puglise, K.A. & Kelty, R. (2007). NOAA Coral Reef Ecosystem Research Plan for Fiscal Years 2007 to 2011. Silver Spring, MD: NOAA Coral Reef Conservation Program. NOAA Technical Memorandum CRCP 1. 128 pp.
- Randall, J.E. (1967). Food habits of reef Fishes of the West Indies. *Studies in Tropical Oceanography*. 5: 665-847.
- Randall, J.E. & Hartman, W.D. (1968). Sponge-feeding fishes of the West Indies. *Marine Biology*. 1: 216 - 225.
- Ricklefs, R.E. & Miller, G.L. (2000). Ecology. Freeman. 4th ed., 822p.
- Rotjan, R.D. & Lewis, S.M. (2008) The impact of coral predators on tropical reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 367: 73-91.
- Santana, E.F.C (2014). *Abundância e saúde do zoantídeo Palythoa caribaeorum e a influência da predação por peixes no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP), Brasil*. [Dissertação de Mestrado] João Pessoa (PB). Universidade Federal da Paraíba.
- Santana E.F.C.; Alves, A.L.; Santos, A.M. & Gomes, P.B. (2014). Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. *Journal of the marine Biological Association of the UK*, 95(2): 301 - 309.
- Sebens, K.P. (1977). Autotrophic and heterotrophic nutrition of coral reef zoanths. *Proceedings Third International Coral Reef Symposium*, 1: 397-404.
- Sebens, K.P. (1982). Intertidal distribution of zoanths on the Caribbean coast of Panama: effects of predation and desiccation. *Bulletin of Marine Science*, 32(1): 316-335.
- Silva, J.F.; Gomes, P.B.; Santana, E.C.; Silva, J.M.; Lima, E.P.; Santos, A.M.M. & Pérez, C.D. (2015). Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Online)*, 87: 985-996.
- Silveira, F.L. & Morandini, A.C. (2011). Checklist dos Cnidaria do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*. 11: 445-454.
- Soares, C.L.S.; Pérez, C.D.; Maia, M.B.S.; Silva, R.S. & Mello, L.F.A. (2006). Avaliação da atividade antiinflamatória e analgésica do extrato bruto hidroalcoólico do zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860). *Revista Brasileira de Farmacognosia*. 16(4): 463-468.

-
- Stampar, S.N.; Silva, P.F. & Luiz, O.J.J. (2007). Predation on the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) by a Hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Southeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter*. 117:3-5.
- Stoner, D.S. (1989). Fragmentation: a mechanism for the stimulation of genet growth rates in an encrusting colonial ascidian. *Bulletin of Marine Science*. 45: 277-287.
- Streelman, J.T.; Afaro, M.; Westneat, D.R. & Bellwod, S.A. (2002). Evolutionary history of the parrotfishes: biogeography, ecomorphology and comparative diversity. *Evolution*, 56(5): 961 – 971.
- Suchanek, T.H. & Green, D.J. (1981). Interspecific competition between *Palythoa caribaeorum* and other sessile invertebrates on St. Croix reefs, U.S. Virgin Islands. *Proceedings of the Fourth International Coral reef Symposium*. 2: 679-684.
- Turingan, R.G.; Wainwright, P.C. & Hensley, D.A. (1995). Interpopulation variation in prey use and feeding biomechanics in Caribbean triggerfishes. *Oecologia*. 102: 296-304.
- Villaça, R. & Pitombo, F.B. (1997). Benthic communities of shallow-water reefs of Abrolhos, Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia*. 45: 35-43.

CAPÍTULO 11

Mergulhador no Parque de naufrágios de Pernambuco (PNAPE) com um cardume de xiras.

Foto: Max Glegiston.



NAUFRÁGIOS E OS PEIXES A ELES ASSOCIADOS

José Renato Mendes de Barros Correia, Maria Jacqueline Gomes de Barros,
Ályssa Thayna Pedrosa Cardoso, Daniel Lino Lippi, Demétrio de Lima Figueirôa
Câmara e Henrique de Albuquerque Maranhão

11.1. INTRODUÇÃO

Recifes artificiais podem ser definidos como estruturas de origens diversas, fabricadas pelo homem ou naturais, que são colocadas intencionalmente no fundo do mar para influenciar os processos físicos, biológicos, geológicos ou socioeconômicos dos recursos marinhos. O uso de recifes artificiais para benefício da pesca tornou-se uma ferramenta moderna de gestão. Geralmente, esses recifes são criados para promover a conservação ambiental e proteção costeira, aumentar a área de pesca e incentivar atividades recreativas como mergulho e pesca recreativa. Muitas estruturas construídas são consideradas como recifes artificiais: naufrágios, o “Reef Ball®” (blocos de concreto com cavidades), aglomerados submarinos de pneus, plataformas de petróleo, entre outros.

Naufrágios são usualmente definidos como os destroços de uma embarcação, avião ou outro objeto de dimensões notáveis, que estejam totalmente ou parcialmente submersos no mar por motivos intencionais ou por acidentes. Eles são comumente assumidos como recifes artificiais porque aumentam a riqueza e diversidade da comunidade de peixes no local.

Utilizar navios afundados como recifes artificiais para pesca ou conservação é uma prática muito comum em vários países. A superfície rígida do naufrágio funciona como habitat para o assentamento de fauna e flora, e o acúmulo desse assentamento de organismos marinhos cria estruturas complexas e serve de comida para as assembleias de peixes.

Durante séculos, pescadores têm utilizado recifes artificiais para aumentar suas chances de pesca. Supõe-se que desde o período Neolítico o uso de recifes artificiais vem ocorrendo, a partir de povos africanos, que para criar novas áreas de pesca, começaram a construir estruturas com vegetação litorânea (Ino, 1974).

Porém, os primeiros registros de usos dos recifes artificiais datam de 2.000 anos atrás, quando o geógrafo grego Strabo reportou que o Império Persa construía e afundava estruturas artificiais nas águas do Rio Tigre (Hess, Rushworth, Hynes & Peters, 2001).

No Japão, após pescadores perceberem que a produção pesqueira ao redor de objetos submersos era maior, os japoneses afundaram várias estruturas de madeira planejando um aumento da pesca em áreas pouco produtivas em meados do século XVIII. O mesmo ocorreu nos Estados Unidos em 1820, na Carolina do Sul, mas em consequência da falta de assistência e apoio de órgãos federais e estaduais, essa prática não foi bem-sucedida (Ino, 1974).

No Brasil, os trabalhos científicos com recifes artificiais começaram na década de 70, mas há registros de afundamento de estruturas confeccionadas por pescadores com galhos de mangue, folhas e bambus, desde o século XVII. As marambaias, como são conhecidas estas estruturas, ainda estão sendo utilizadas por comunidades pesqueiras tradicionais, agindo como atratores (Maranhão, 2011).

A partir da década de 90, alguns projetos foram desenvolvidos, estudando os processos de bioincrustação, sucessão ecológica, e produtividade biológica, com um grande aumento no número de estudos já no século XXI. Entretanto, muitos destes foram prejudicados por falta de investimentos, não permitindo assim a continuidade do monitoramento dos recifes criados, e consequentemente não diagnosticando os verdadeiros efeitos da implantação dos recifes artificiais na costa brasileira.

Em 2003, na costa do Estado do Espírito Santo, foi naufragado propositadamente o maior navio no Brasil, o cargueiro Victory 8B, com 90 metros de comprimento. Houve muita divulgação pela mídia, porém ocorreram muitas falhas no projeto, como a falta de uma avaliação apropriada da área antes do afundamento, pois há grande proximidade do naufrágio a recifes naturais e ilhas, assim como falta de fundamentos na descontaminação e um atraso de dois anos para iniciar o monitoramento da comunidade de peixes do naufrágio (Simon, 2010).

Em Pernambuco, os afundamentos de navios começaram em 1998, quando o rebocador Marte foi afundado no litoral sul do Estado por um grupo ligado ao turismo. Em 2001, foi sancionado o Decreto Estadual nº 23.394, que proibiu a prática da pesca submarina e da pesca com anzóis nos naufrágios e seus arredores, tendo em vista a preservação e proteção desses ambientes e de seus recursos naturais.

Até 2006, mais oito embarcações (Marte, Gonçalo Coelho, Servemar X, Lupus, Minuano, Taurus, Saveiros e Mercurius) foram afundadas propositalmente no litoral de Pernambuco, em convênio com pesquisadores de universidades e técnicos ambientais do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Para o afundamento dos rebocadores Taurus, Saveiros e Mercurius se iniciou o Projeto Parque dos Naufrágios Artificiais de Pernambuco (PNAPE), que monitorou por dois anos o processo de colonização de peixes destes três naufrágios, e onde foi observada uma provável estabilidade após 10 meses do afundamento.

Em 2009, o rebocador Walsa foi lançado ao mar, tornando-se o décimo naufrágio proposital do estado de Pernambuco. No ano de 2017, mais quatro rebocadores foram afundados, dos quais três (São José, Bellatrix, Phoenix) naufragaram em um mesmo dia, praticamente no mesmo ponto, pois a distância entre eles é de poucos metros, e o quarto rebocador (Virgo) naufragou uma semana depois destes três afundamentos, o qual ficou posicionado próximo ao naufrágio Taurus.

A popularidade recente de recifes artificiais impulsionou cientistas (Osenberg, St. Mary, Wilson & Lindberg, 2002; Coelho *et al.*, 2012) a questionarem se essas estruturas são realmente eficazes para gestão pesqueira e restauração de habitat. Essas incertezas começaram por vários motivos, como o fato do ambiente marinho ser bastante variável, a dinâmica de peixes ser afetada por vários fatores e a ocorrência de muitas estruturas serem afundadas sem nenhum estudo científico prévio sobre os possíveis impactos.

As pesquisas em recifes artificiais têm incluído vários assuntos como ecologia e gestão pesqueira, ecologia geral, proteção de habitat, monitoramento, maricultura, mergulhos recreativos, proteção costeira e desenvolvimento. A maioria dos estudos científicos sobre recifes artificiais foi realizada na plataforma do Atlântico, do Mediterrâneo da Europa e também ao longo da costa dos Estados Unidos e Japão. Ainda há poucas pesquisas na América do Sul e no Brasil há uma literatura limitada sobre o assunto, necessitando-se mais informação científica.

Um dos assuntos mais debatidos em relação a recifes artificiais é a existência da produção de uma nova biomassa de peixes ou se há simplesmente atração e agregação de peixes de recifes naturais. Independente de produzir ou atrair peixes, recifes artificiais afetam o ambiente ao seu redor e modificam o ecossistema

pré-existente. O grau de impacto dos naufrágios ainda é pouco entendido, as comunidades de peixes podem levar décadas para retornar a níveis pré-impacto. Considerando-se o declínio dos recifes naturais, é cada vez mais importante entender o papel dos recifes artificiais.

11.2. DESCRIÇÃO DOS PRINCIPAIS NAUFRÁGIOS

O estado de Pernambuco é famoso mundialmente por possuir cerca de 111 naufrágios ao longo de sua costa, concentrados principalmente dentro da área da plataforma continental, entre as isóbatas de 20 e 40 m, dessa forma Recife é conhecida como “A Capital Brasileira de Mergulho em Naufrágios” esses dados são do Sistema de Informações de Naufrágios (SINAU), um banco de dados sobre os naufrágios do Brasil (Carvalho, 2017). Portanto, este capítulo apresentará alguns dos resultados de pesquisas realizadas entre os anos de 2006 e 2010, em 13 naufrágios pernambucanos, entre alguns que possuem boas condições de mergulho (conferir Tabela 11.1, com alguns principais naufrágios do estado e suas características). Entre os naufrágios estudados, está situado mais a norte, em frente à praia de Ponta de Pedras (Goiana-PE), o Vapor Bahia, próximo da divisa com o Estado da Paraíba, e o mais ao sul (Minuano) em frente à praia de Boa Viagem (Recife).

O naufrágio mais distante da costa foi a Corveta Camaquã, que se encontra a aproximadamente 38 km da costa, e 58 m de profundidade, E o mais próximo, Vapor de Baixo, a 7,3 km e 21 m, respectivamente. Os estudos visaram englobar naufrágios com diferentes características como data do afundamento, profundidade, distância da costa e da quebra do talude continental, comprimento, volume e condições de degradação.

Foram estudados 6 naufrágios recentes (< 10 anos de afundamento, usando 2010 como ano de referência), enquanto os outros 7 naufrágios tinham de 63 a 160 anos. Já em relação à profundidade, foram estudados dois naufrágios que extrapolam os limites do mergulho recreativo (> 40m), sendo considerados os naufrágios profundos (Vapor 48 e Corveta Camaquã), enquanto outros 4 se encontravam entre as isóbatas de 30 e 40m, e 7 entre os 20 e 30m de profundidade.

Tabela 11.1 – Características e localização dos principais naufrágios no estado de Pernambuco, visitados por empresas de mergulho. Comp. = comprimento e Prof. = profundidade. *Refere-se à classificação da condição do naufrágio por: ¹Carvalho (2017); ²Brasil Mergulho (2017) e ³Autores do capítulo: D = desmantelado, I = inteiro, SI = semi-inteiro. Destacado em verde estão os naufrágios pesquisados neste capítulo e em azul os novos naufrágios realizados em 2017. Fontes: Souza (2010); Maranhão (2011); Carvalho (2017); Brasil Mergulho (2017).

NAUFRÁGIO	LATITUDE	LONGITUDE	COMP. (M)	PROF. (M)	DISTÂNCIA DA COSTA (KM)	ANO DE AFUNDAMENTO	CONDIÇÕES*	MATERIAL
Alfama de Lisboa	08°11'30,06"S	034°52'56,82"O	-	17	38	1809	D ¹	Madeira
Alvarenga	07°56'43,68"S	034°45'44,44"O	20	24	79	-	SI ²	Ferro
Areiro (Marguerite)	08°3'7,62"S	034°46'44,44"O	50	15	98	1969	SI ¹	Aço
Bellatrix	08°2'20,10"S	034°43'32,52"O	30	29	130	2017	I ³	Aço
Chata de Noronha	07°56'58,14"S	034°43'50,22"O	30	34	106	1970	SI ¹	Aço
Corveta Camaquã	07°50'38,40"S	034°29'40,80"O	57	58	380	1944	I ¹	Aço
Galeão Serrambi	08°35'41,76"S	034°54'50,82"O	72	35	108	1700	D/SI ¹	Madeira
Gonçalo Coelho	08°35'0,00"S	034°53'60,00"O	64	34	120	1999	I ¹	Aço
IGEL (Navio do Gás)	08°31'6,36"S	035°0'3,24"O	48	11	05	1959	SI ¹	Aço
Lupus	08°9'43,26"S	034°42'19,68"O	33	36	213	2002	I ¹	Aço
Marte	08°35'31,14"S	034°54'43,20"O	33	33	111	1998	I ¹	Aço
Mercurius	08°4'44,10"S	034°44'0,54"O	29	29	140	2006	I ¹	Aço
Minuano	08°10'33,42"S	034°44'33,90"O	24	32	175	2002	I ¹	Aço
Phoenix	08°2'20,28"S	034°43'34,62"O	30	29	174	2017	I ³	Aço
Pirapama	08°3'21,84"S	034°46'59,52"O	65	23	78	1889	D ¹	Ferro
Flórida	08°12,70"S	034°41'45,90"O	50	33	158	1917	SI ¹	Aço
São José	08°2'23,10"S	034°43'30,00"O	24	29	174	2017	I ³	Aço
Saveiros	08°4'31,50"S	034°44'18,48"O	29	28	137	2006	I ¹	Aço
Servemar	08°6'1,50"S	034°46'47,70"O	22	25	107	2004	I ¹	Aço
Servemar X	08°7'5,51"S	034°45'46,00"O	17	25	129	2002	I ¹	Aço
Taurus	08°4'12,36"S	034°45'10,86"O	26	25	125	2006	I ¹	Aço
Vapor 48	08°8'18,20"S	034°36'4,74"O	60	48	305	1900	D ¹	Ferro
Vapor Bahia	07°34'47,19"S	034°42'9,13"O	74	25	123	1887	SI ¹	Ferro
Vapor de Baixo	08°3'17,40"S	034°47'39,60"O	16	23	73	1850	D ¹	Ferro
Virgo	08°4'11,40"S	034°45'11,64"O	25	25	125	2017	I ³	Aço
Walsa	08°7'38,82"S	034°41'33,00"O	29	42	208	2009	I ¹	Aço

11.3. PROJETO PARQUE DOS NAUFRÁGIOS ARTIFICIAIS DE PERNAMBUCO (PNAPE)

O PNAPE surgiu no ano de 2006, através da parceria das universidades UFPE (Universidade Federal de Pernambuco) e UFRPE (Universidade Federal Rural de Pernambuco) com a Associação das Empresas de Mergulho de Pernambuco (AEMPE) e empresa portuária Wilson & Sons. Essa parceria possibilitou o afundamento de três rebocadores descomissionados (Taurus, Saveiros e Mercurius) no mesmo dia, para uso turístico e científico (Hazin & Araújo, 2007; Santos *et al.*, 2008).

Enquanto o Taurus afundou em uma profundidade de 25 metros, as embarcações Saveiros e Mercurius foram afundados na mesma profundidade, cerca de 29 m, distantes aproximadamente 800 m um do outro. Após o afundamento, o naufrágio Mercurius ficou fechado para a visita de mergulhadores por um período de um ano, tendo sido visitado apenas por pesquisadores envolvidos no monitoramento da ictiofauna. O naufrágio Saveiros sempre esteve aberto para as práticas de mergulho recreativo. A partir do segundo ano de monitoramento, o naufrágio Mercurius foi aberto à visita. Isso permitiu avaliar o impacto da presença de mergulhadores nos processos de colonização das estruturas. Em seguida, no ano de 2010, outro rebocador, Walsa, foi afundado, porém na profundidade de 42 m, isóbata de 40 m, já que os três rebocadores anteriores se encontravam nas isóbatas de 20-30 m. Esse projeto contou com a parceria da UFRPE, com a AEMPE, além da mesma empresa portuária.

Em fevereiro de 2017, mais quatro embarcações do tipo rebocador (São José, Phoenix, Bellatrix e Virgo), foram afundados em águas pernambucanas, tendo por finalidade a criação de novos recifes artificiais do PNAPE. As embarcações São José, Phoenix, Bellatrix naufragaram próxima entre si em raio menor que 200 m, em profundidade de 31m, e a embarcação Virgo, uma semana depois afundou a menos de 20 metros do naufrágio Taurus.

11.4. METODOLOGIAS APLICADAS NOS LEVANTAMENTOS DE ICTIOFAUNA NOS NAUFRÁGIOS

Normalmente, nas coletas de dados para levantamento ictiofaunístico por mergulho os métodos mais utilizados são o transecto e o busca intensiva. No método

de transecto (Buckley e Hueckel, 1989), adaptado pelos pesquisadores do Projeto PNAPE (Hazin & Araújo, 2007), o mergulhador percorre uma determinada extensão do bordo do naufrágio (normalmente todo o bordo), em linha reta, registrando os peixes encontrados durante uma varredura em faixa imaginária de 1 a 2 metros a sua esquerda e a sua direita. Cerca de 4 mergulhadores realizavam os transectos, divididos entre inferior (próximo ao fundo) e a parte superior (casario) do naufrágio, por bombordo (lado esquerdo da embarcação sentido popa-proa) e boreste (lado direito da embarcação sentido popa-proa) (Figura 11.1- A e B). Este método é adequado em águas de boa visibilidade e para estrutura externa das embarcações.

No método de busca intensiva (Jones & Thompson, 1978), o mergulhador não precisa se deslocar em linha reta. Ele pode sair da natação em linha para investigar melhor um determinado local. Pode ser feita uma natação livre ou dentro de uma estipulada faixa. Esse método é mais adequado para registro completo da riqueza do local incluindo espécies crípticas e para locais com topografia mais complexa, como naufrágios em bom estado de conservação e no interior dos mesmos. Além de ser melhor para locais mais profundos onde o tempo de mergulho costuma ser reduzido e mergulhos noturnos onde o campo visual é mais restrito.

Em se tratando de profundidade e tempo de mergulho, também costuma-se utilizar misturas gasosas nos cilindros a fim de maximizar o tempo seguro que o mergulhador pode ficar submerso. Quanto maior a profundidade mais rapidamente o nitrogênio respirado, contido no ar comprimido dentro do cilindro, se dissolve no corpo do mergulhador. Esse gás além de poder causar narcose durante o mergulho, se não eliminado de forma correta pode vir a causar complicações no retorno a superfície. Dessa forma o tempo de mergulho a grandes profundidades com ar comprimido é reduzido por segurança. Entretanto, com a utilização de misturas gasosas (NITROX¹ e TRIMIX²) o tempo seguro de fundo para o mergulhador pode ser aumentado e assim melhorar a obtenção dos dados. No caso dos mergulhos abaixo dos 40m (Corveta Camaquã e Vapor 48) foi utilizada a mistura TRIMIX.

A maioria dos mergulhos foram realizados entre 10h e 14h visando maximizar a luminosidade natural incidente nos naufrágios. Porém em alguns mergulhos

1 Mistura gasosa com uma porcentagem de oxigênio maior do que o Ar. Também chamado de Ar enriquecido.

2 Mistura gasosa composta por Hélio (He), Oxigênio (O) e Nitrogênio (N).

para avaliar a variação da ictiofauna com as mudanças luminosas, foram realizados mergulhos crepusculares que tinham início às 16h30min e término às 17h15min, e mergulhos noturnos iniciados às 18h30min e finalizados às 19h15min. A metodologia utilizada para os censos visuais foi a de busca intensiva. Nas regiões do convés e areia, a área de busca era limitada a uma faixa pré-determinada de 5 metros de largura, ao longo dos 24 metros de extensão do naufrágio. Apenas as espécies visualizadas dentro dessas áreas eram contabilizadas. Para o interior da casa de máquinas, toda a área era inspecionada (Figura 11.1 C).

Os dados coletados durante os mergulhos foram registrados em pranchetas de PVC, além de fotos retiradas para posterior identificação das espécies. Nas pesquisas noturnas também foram utilizadas lanternas primárias e secundárias, que além de serem necessárias para visualização dos organismos são itens de uso obrigatório em mergulhos noturnos.

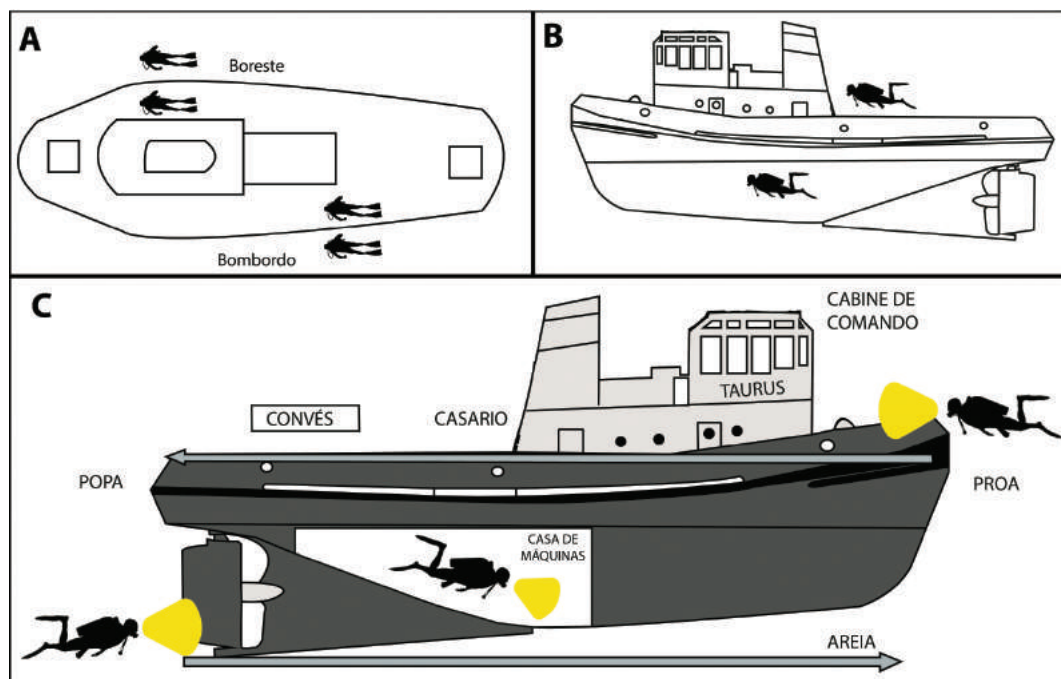


Figura 11.1 – Desenho esquemático da metodologia de transecto e busca intensiva aplicadas no monitoramento e pesquisas nos naufrágios estudados. (A) visão superior da metodologia de transecto onde os mergulhadores mais próximos ao naufrágio (a bombordo e boreste) correspondem ao mergulhador superior na visão lateral (B), enquanto os mergulhadores mais afastados do naufrágio na visão superior correspondem ao mergulhador no fundo. (C) método empregado para estudos noturnos. Fonte: Hazin & Araújo (2007); Lippi (2011).

11.5. ICTIOFAUNA DOS NAUFRÁGIOS DA COSTA

Algumas famílias de peixes podem ser consideradas como tipicamente recifais por ocorrerem em quaisquer recifes, isto é, sempre estarão presentes independentemente da riqueza de corais e localização do recife. São elas: Acanthuridae (caraúnas/cirurgiões), Apogonidae (Olhão), Blenniidae (Maria da toca), Carangidae (xaréus, arabaianas, guarajubas e galos), Chaetodontidae (borboletas), Holocentridae (mariquitas), Labridae (budiões), Mullidae (saramunete), Pomacentridae (donzelinhas e sargentinhos) e Scaridae³ (peixes-papagaio, bobó, bico-verde). Entretanto, algumas outras podem marcar notadamente o tipo do ambiente em que se encontram bem como a hora do dia em que estão presentes.

Os naufrágios em Pernambuco possuem as mais diversas características entre localidade e data de afundamento, material construído, dimensões, etc. Eles são ou bastante novos (poucos anos, como o rebocador Walsa, afundado em 2010) ou bem antigos (com mais de cem anos como o Pirapama e o Vapor Bahia). Estes naufrágios também estão relativamente rasos e próximos a costa (como o Vapor de Baixo a 21 m de profundidade e 3,8 milhas náuticas ou 7 km de distância da costa) ou profundos (Corveta Camaquã a 52 m de profundidade e aproximadamente 20 milhas náuticas de distância, quase na quebra da plataforma), além de diversos estados de conservação devido aos vários tipos de material utilizados em sua construção. Dessa forma, com os naufrágios do estado se encontrando de maneiras tão peculiares entre si, é de se esperar que a ictiofauna frequente nesses lugares acompanhasse essas variações.

Nas listas de espécies construídas em pesquisas de monografias de graduação e dissertações e teses de pós-graduação, nos naufrágios Taurus, Saveiros, Mercurius, Pirapama, Vapor de Baixo, Vapor Bahia, Vapor 48, Lupus, Minuano, Servemar X, Chata de Noronha e Corveta, entre os anos 2006 e 2010, registrou-se 145 espécies, pertencentes a 53 famílias e 105 gêneros. As famílias mais representativas foram Carangidae, Labridae, Haemulidae (xiras e biquaras), Epinephelidae (garoupas), Lutjanidae (dentões, ciobas, vermelhos), Pomacentridae, Muraenidae (moréias), Scaridae e Scombridae (atuns, cavalas e serras) (Figura. 11.2).

3 Nesse capítulo será considerada a classificação utilizada em Maranhão (2011), quando a família Scaridae ainda era válida.

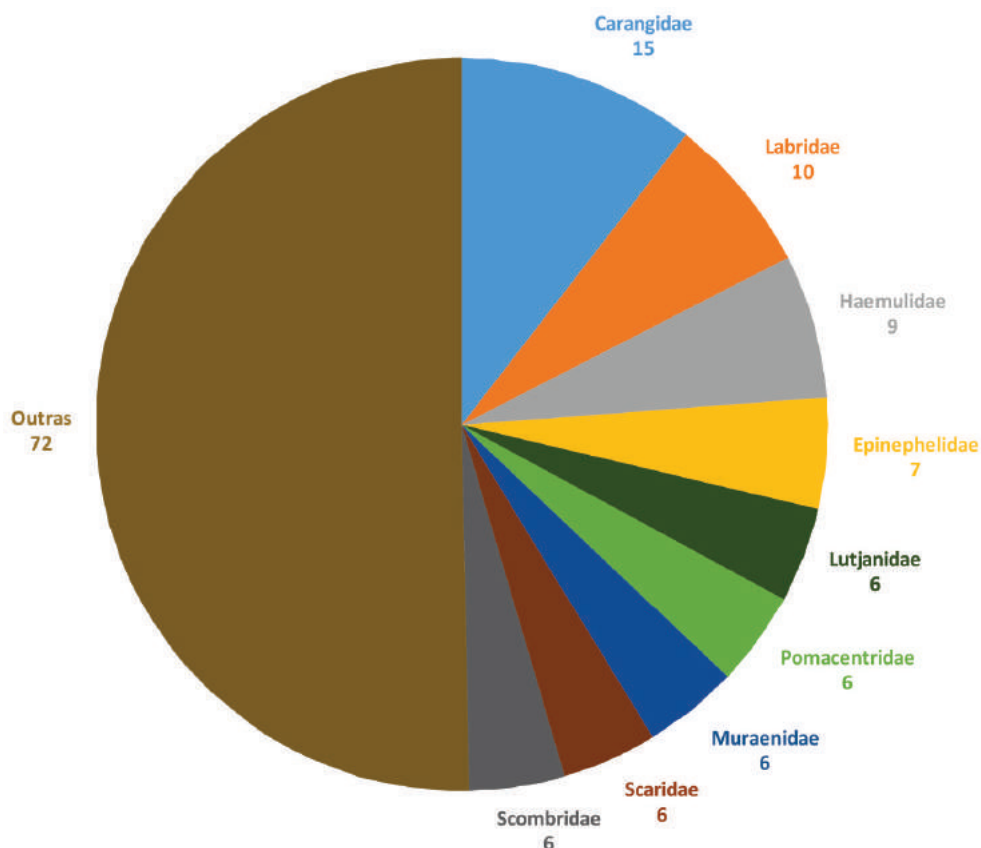


Figura 11.2 – Famílias mais representativas presentes nos naufrágios pernambucanos estudados. Números representam a quantidade total de espécies registradas para cada família.

Os naufrágios com maiores quantidades de espécies foram Taurus, Corveta e Pirapama, com 95 espécies para o primeiro e 92 para os dois últimos. Nos demais naufrágios Mercurius, Vapor de Baixo, Saveiros, Vapor 48, Vapor Bahia e Servemar X foram registradas 83, 77, 72, 71, 71 e 61 espécies, respectivamente.

Através de uma simples análise de agrupamento da presença ou ausência de espécies por similaridade Bray-Curtis (Figura 11.3), é possível identificar a influência das principais características dos naufrágios mencionadas no começo deste tópico. Vemos formados grupos envolvendo naufrágios antigos (Vapor de Baixo, Pirapama e Vapor Bahia) e consequentemente mais degradados (notar croquis anexados à figura abaixo), naufrágios mais novos e próximos entre si (Taurus, Saveiros e Mercurius) e naufrágios mais profundos (Corveta e Vapor 48) e um grupo formado pelos rebocadores Flórida e Servemar X.

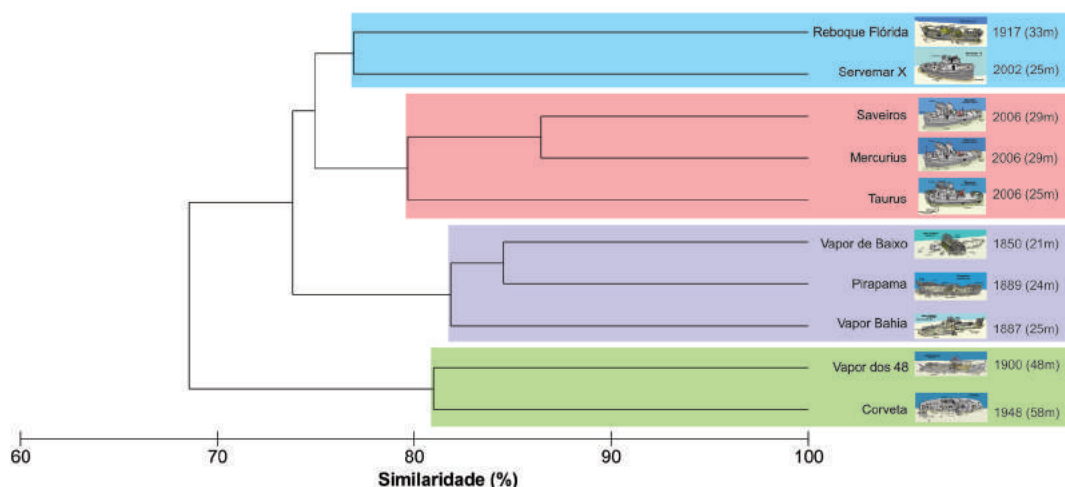


Figura 11.3 – Análises de similaridade Sorensen por presença/ausência das espécies de peixes encontradas nos principais naufrágios investigados nas pesquisas realizadas. Em rosa estão os naufrágios afundados na mesma época e próximos entre si; Em lilás, naufrágios com mais de 100 anos de afundamento; Em verde, naufrágios costeiros mais profundos e em azul estão naufrágio com características mistas. Ao lado do nome do naufrágio encontra-se o croqui do seu estado atual e ao lado desse o ano de afundamento (profundidade). Fonte: Maranhão, 2011. Fotos dos Croquis: Carvalho, 2017 (www.naufragiosdobrasil.com.br).

A presença de determinadas famílias reflete a organização dos agrupamentos formados, por exemplo família Muraenidae obteve um maior número de espécies em dois dos naufrágios mais antigos, o Pirapama e o Vapor Bahia. A família Scombridae apresentou 5 e 6 espécies nos naufrágios Vapor 48 e Corveta (profundos), enquanto duas ou menos foram encontradas nos outros, e nenhuma espécie da família foi observada no naufrágio Vapor de Baixo.

Muitas espécies de peixes são presentes em todos os naufrágios. Foram registradas espécies das famílias Holocentridae (mariquitas) e Pomacanthidae (parus e peixes-anjo) em todos os locais estudados. Apesar de serem características de ambientes recifais, das 5 espécies de Apogonidae que ocorrem nos recifes de Pernambuco, apenas uma (*Apogon americanus*) foi registrada nos naufrágios e duas (*Hypsoblennius invemar* e *Ophioblennius trinitatis*) das 7 de Blenniidae. Peixes dessas famílias são crípticos e possuem comportamento arredios, além de não apresentarem preferências a profundidades mais rasas.

Com essas claras mudanças de fauna baseadas em importantes características desses recifes artificiais, os hábitos alimentares dos indivíduos seguiram caminhos parecidos. As principais categorias tróficas registradas nos naufrágios foram:

carnívoros generalistas (C) 27%, piscívoros (P) 15%, predadores de invertebrados móveis (MI) 26%, predadores de invertebrados sésseis (SI) 6%, herbívoros não territoriais (RH) 8%, herbívoros territoriais (TH) 3%, onívoros (O) 7% e planctívoros (PL) 9% (Fig. 11.4).

Alguns aspectos interessantes podem ser observados na figura X.4. Para as espécies planctívoras, observou-se um maior valor para a classe nos naufrágios novos, e também com um perfil vertical maior (Lupus e Corveta). As espécies herbívoras territorialistas (*Stegastes* spp. e *Ophioblennius trinitatis*) foram mais comuns nos naufrágios antigos e no Taurus, enquanto os piscívoros foram mais frequentes nos naufrágios profundos.

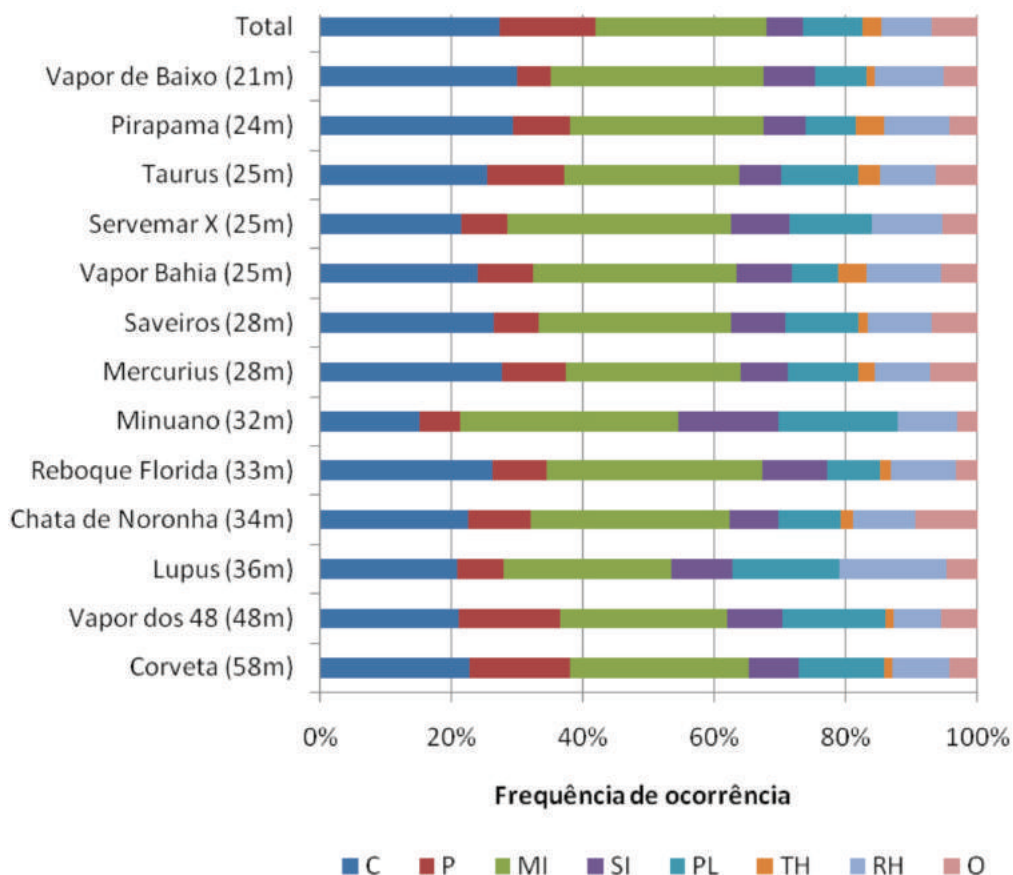


Figura 11.4 – Frequências de ocorrência das principais categorias tróficas nos naufrágios estudados. C=Carnívoro generalista; P=Piscívoro; MI=Predador de invertebrados móveis; SI=Predador de invertebrados sésseis; PL=Planctívoro; TH=Herbívoro territorial; RH=Herbívoro não territorial; O=Omnívoro. Fonte: Maranhão, 2011.

No Brasil, maior riqueza e abundância de espécies planctívoras tendem a ocorrer próximo a quebra da plataforma continental (e, portanto, região mais profunda), provavelmente devido a maior abundância de plâncton dessas águas (Feitoza, Rosa & Rocha, 2005). Portanto, é justificável o fato de mais planctívoros serem encontrados nos naufrágios mais profundos.

Outro aspecto notável nos naufrágios é a mudança da diversidade de espécies durante a variação luminosa do dia. Sabe-se que diversas espécies se tornam mais ativas durante a noite enquanto que outras buscam abrigo à medida que a luminosidade decresce no entorno da embarcação afundada.

Os dados de ictiofauna em mergulhos crepusculares e noturnos realizados no naufrágio Taurus trouxeram informações importantes sobre essa variação quando comparados aos mergulhos diurnos (Figura. 11.5). Muitas espécies de peixes piscívoros de espreita foram mais avistadas, como notado pelo aumento de espécies da família Muraenidae mostrado nos gráficos crepuscular e noturno em comparação com o dia, e pela maior atividade de algumas espécies piscívoras (veja Quadro 11.1 com informações sobre a relação entre piscívoros e as mudanças de luminosidade em naufrágios).

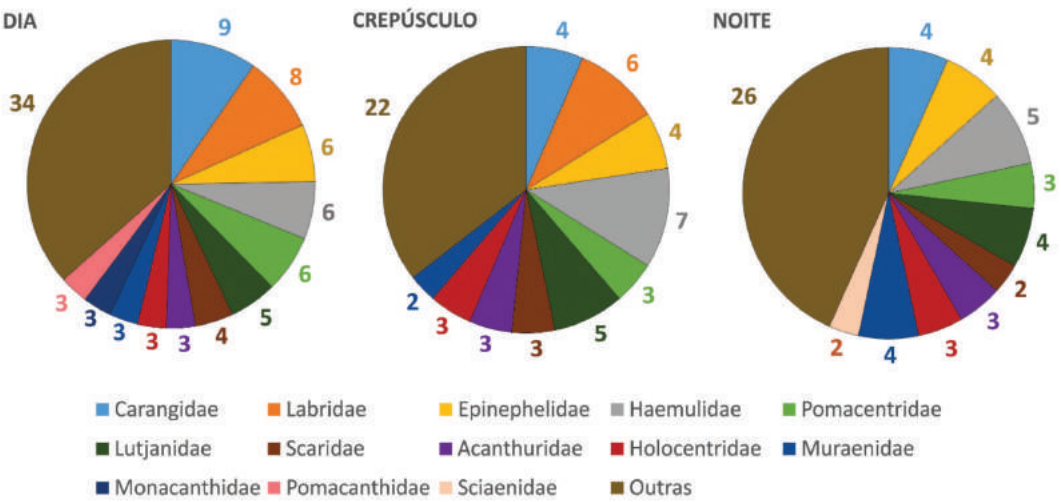


Figura 11.5 – Variação da diversidade ictiofaunística do naufrágio Taurus em níveis diferentes de luminosidade diária. Os números representam o total de espécies encontradas por família.

11.6. USO TURÍSTICO DOS NAUFRÁGIOS

O turismo é um dos segmentos econômicos que mais cresce globalmente, atraindo mais de 1 bilhão de pessoas e gerando lucros de 1260 bilhões de dólares para a economia global, principalmente em países tropicais e subtropicais (UNWTO, 2016). Das diversas áreas exploradas por esse setor as zonas costeiras apresentam grande destaque, sendo ótimas fonte de recursos, abrigando uma grande diversidade biológica e pelas diversas atividades econômicas que nela são desenvolvidas. Sendo assim, nelas são atividades de lazer aquáticas ou semiaquáticas como mergulho autônomo e livre, espeleomergulho (mergulho em cavernas), surfe, trilhas, vela, canoagem, pesca, passeios em embarcações, entre outras. Dentro desse contexto, surge o conceito de turismo marinho que é aplicado de forma global em países costeiros, envolvendo atividades recreativas em áreas marinhas ou costeiras (Quadro 11.2). Porém, essa integração com o meio nem sempre se dá de forma harmônica, podendo causar impactos aos ecossistemas recifais. Muitas ações nocivas estão diretamente relacionadas ao turismo, por meio das atividades de mergulho, pisoteio de recifes, ancoragem e navegação de embarcações. Além disso, atividades como a pesca e a coleta de organismos, contribuem para o empobrecimento biológico dos recifes.

Dentro desses impactos, a atividade de mergulho quando desenvolvida de forma errada pode provocar danos as espécies que ali vivem (Quadro 11.3). A movimentação decorrente da natação dos mergulhadores pode provocar a elevação da turbidez na água, devido a suspensão de partículas de sedimento. Essas partículas quando decantadas podem obstruir as brânquias dos peixes e soterrar corais e outros organismos sésseis. A atividade de mergulho desordenada também pode causar danos as estruturas de corais ramificados, diminuindo a complexidade estrutural dos habitats e consequente oferta de abrigo para os peixes. Outra grave forma de desordem aos peixes é a mudança de comportamento, causando reações de agressividade, fuga, intensa aproximação e afastamento dos recifes quando na presença de mergulhadores. Em recifes artificiais (RA) atividades de mergulho acarretam emissão de bolhas por meio do equipamento SCUBA que podem causar a fuga ou afastamento dos animais. Apesar dessas ações serem consideradas insignificantes ou de baixo impacto, havendo o retorno da fauna algumas horas após a saída dos mergulhadores, os resultados devem ser sentidos a longo prazo.

QUADRO 11.1

PISCIVORIA DURANTE MUDANÇA DE LUMINOSIDADE EM NAUFRÁGIOS

Por Daniel Lippi

O crepúsculo corresponde aos períodos do pôr-do-sol e nascer do sol, sendo caracterizado como um momento de rápida mudança na intensidade e qualidade da luz solar incidente. Para os peixes recifais esse é um período de grandes mudanças comportamentais determinadas, principalmente, por um acentuado risco de predação. Durante o anoitecer, as espécies de hábito diurno e noturno, respectivamente, procuram e abandonam seus locais de abrigo em uma sequência específica e previsível de acordo com a intensidade luminosa. Ao amanhecer, estas espécies seguem uma sequência exatamente inversa, ou seja, os primeiros peixes a se deslocar para os abrigos noturnos serão os últimos a abandoná-los pela manhã, e vice-versa.

Nos instantes iniciais do crepúsculo vespertino, uma grande abundância e diversidade de espécies de peixes tanto de hábitos diurnos quanto noturnos, compartilham o espaço nas áreas externas do recife artificial e coluna d'água adjacente. Agregações de até centenas de tesourinhas (*Chromis multilineata*) e sargentinhos (*Abudefduf saxatilis*), ambas diurnas, permanecem nas proximidades do naufrágio, alimentando-se de pequenos organismos zooplancctônicos presentes na coluna d'água, enquanto nadam em meio a milhares de xiras (*Haemulon aurolineatum* e *H. squamipinna*) que, durante o dia, permanecem inativas formando cardumes estacionários que podem ultrapassar os 5 mil indivíduos. Outras espécies diurnas como as caraúnas (Acanthuridae), peixes-papagaio (Scaridae) e os budiões (*Bodianus rufus*) deslocam-se ativamente sempre em contato direto com o naufrágio, dividindo o espaço com pequenos cardumes de noturnas mariquitas (*Holocentrus adscensionis* e *Myripristis jacobus*). Conforme a luz incidente diminui, peixes de hábitos diurnos começam a procurar seus locais de repouso noturno, muitos sargentinhos e tesourinhas já abandonaram seus comportamentos alimentares e desceram da coluna d'água em busca de abrigo entre as estruturas do naufrágio, enquanto que as xiras passam a formar cardumes cada vez mais compactos e a se afastarem progressivamente do recife artificial em direção as suas áreas de alimentação noturna.

Uma das principais características do período crepuscular no naufrágio é a chegada em abundância dos piscívoros pelágicos ao local, principalmente da família Carangidae

(Figura 11.6). Cardumes de até 60 guarajubas (*Carangoides bartholomaei*) nadam ativamente ao longo de toda a extensão do naufrágio, do convés à areia, patrulhando a coluna d'água em busca de presas potenciais.

É em meio a este cenário de rápido declínio (ou aumento, se considerarmos o amanhecer) da luminosidade que estes piscívoros alcançam um maior sucesso de captura. Ambos, predadores e presas, dependem primariamente da visão para se alimentarem e evitarem serem predados. Os pigmentos visuais presentes nos bastonetes, células responsáveis pela visão noturna, da maioria dos peixes recifais, incluindo as espécies piscívoras, apresentam uma faixa de absorção máxima para comprimentos de onda entre 480 e 495 nm, a qual corresponde ao espectro da luz durante o amanhecer e o anoitecer (McFarland, 1991).

Dessa maneira, a visão escotópica (visão noturna) dos peixes recifais parece ter sofrido um processo de seleção natural em direção a uma melhor adaptação para as condições de iluminação características do crepúsculo, provavelmente, em resposta, entre outros fatores, a um acentuado risco de predação neste período. No entanto, se tal adaptação é compartilhada entre os predadores e suas presas, qual fator estaria contribuindo para o aumento do sucesso de captura pelos piscívoros? A resposta a esta pergunta estaria em outro tipo de célula visual: os cones, responsáveis pela visão fótica ou diurna. Espécies de hábito crepuscular apresentam cones grandes e em pequenas quantidades, situação intermediária entre as encontradas nas espécies diurnas e noturnas, o que lhes atribuem uma acuidade e capacidade de detecção de movimento adequadas para este período de rápida mudança na luminosidade, enquanto que as suas presas sofreriam uma redução na capacidade de detectar e de se antecipar a um ataque.

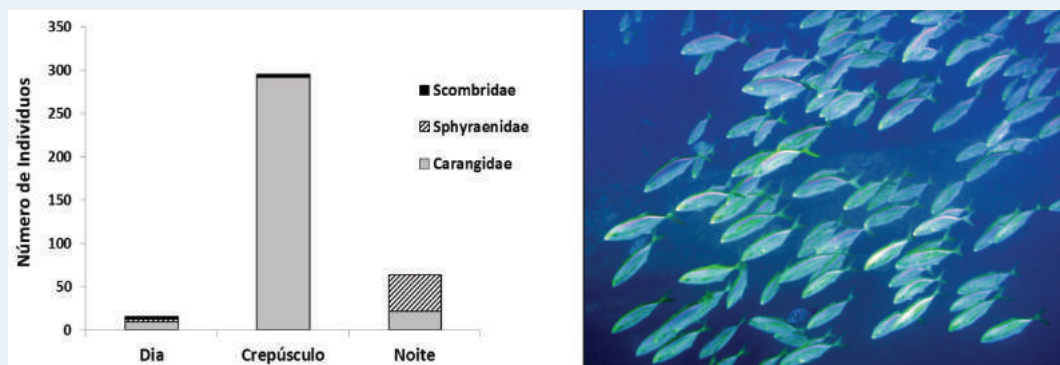


Figure 11.6 – Aumento do número de indivíduos das famílias Carangidae (representados pela espécie *Carangoides bartholomaei* em destaque na foto) e Sphyraenidae nos períodos crepuscular e noturno em relação ao período diurno. Foto: Daniel Lippi.

QUADRO 11.2

TURISMO MARINHO E ECOTURISMO MARINHO SÃO A MESMA COISA?

Por Ályssa Cardoso

A resposta é não. O turismo marinho apenas faz uso da natureza para o desenvolvimento de atividades, porém não há preocupação com os impactos causados ao meio, visando apenas o lucro. Em contrapartida, o ecoturismo tem como objetivo resguardar o ambiente das perturbações causadas pela visitação, sendo caracterizado como uma atividade de baixo impacto. Esse ramo turístico faz uso de recursos que auxiliam na integração do turista com a natureza, como a educação ambiental, e comunidades tradicionais. Garantindo responsabilidades sociocultural local, satisfação do cliente, lucro econômico e integridade ecossistêmica.

Uma grande discussão que permeia os naufrágios, são as amarrações realizadas nos mesmos. Esse tipo de procedimento de ancoragem resulta na remoção de organismos recifais incrustantes e em danos estruturais aos naufrágios, comprometendo sua integridade física. Esse método de fixação de embarcações turísticas associados ao desgaste natural contribuem para a total degradação de naufrágios mais antigos, como o Pirapama, levando a diminuição de ofertas de abrigo para a fauna local. Outro problema encontrado durante a ancoragem das empresas de mergulho, resulta na grande perturbação e danos ao patrimônio arqueológico dos naufrágios (Torres, 2016). A fim de mitigar esse dano estrutural, é recomendado o uso de amarrações em áreas próximas aos afundamentos, localizadas em pontos não associados aos naufrágios.

11.7. PLANEJAMENTO AMBIENTAL E MITIGAÇÃO DE IMPACTOS

Apesar de grandes avanços nos processos de afundamento e na eficiência como ambientes recifais artificiais, as embarcações quando naufragadas sem o devido planejamento, acarretam em problemas gerados por resíduos. Por isso, se

QUADRO 11.3**ABC DO MERGULHO SUSTENTÁVEL**

Por Ályssa Cardoso

1. Afetar minimamente o comportamento dos animais.

Alguns animais podem permitir aproximação, como tartarugas e peixes, porém não toque neles para evitar acidentes.

2. Bater ou tocar em estruturas dos recifes, não é legal.

Os organismos recifais (corais, esponjas, poliquetas e ascídeas) são frágeis e podem ser facilmente danificados.

3. Cuidado com os equipamentos e nadadeiras próximo do fundo.

Materiais de mergulho podem remover substrato, causando baixa visibilidade e problemas aos organismos.

4. Duvide de locais confinados.

Além de evitar ficar perdido em locais desconhecidos, as bolhas da respiração subaquática podem provocar acidentes e desmoronamento de estruturas.

5. É do mar, permanece no mar.

Evite levar “lembrancinhas” dos mergulhos, as únicas lembranças que devem ser levadas são fotografias e memórias.

6. Fundamental é conhecer.

É importante conhecer os animais e o ambiente antes de realizar mergulhos, contribuindo para um melhor aproveitamento e evitando acidentes.

7. Gerenciar seu equipamento.

Confira seus materiais de mergulho e faça um planejamento antes das operações, evitando “surpresas” desagradáveis.

8. Habituar às leis.

Tome conhecimento de leis de proteção e preservação dos ambientes e organismos recifais, procurando aplicar e passar o conhecimento adquirido para outras pessoas.

9. Incentivar e praticar o bem.

Participe e divulgue ações de preservação ambiental. Pequenas atitudes quando somadas, exercem grande impacto.

10. Junção com o meio ambiente.

Colabore com a prática de condutas sustentáveis.

faz necessária a obtenção de informações prévias da área e dos organismos que ali habitam, assim como um plano de limpeza de estruturas e materiais encontrados na embarcação. Posteriormente a implantação do naufrágio, recomenda-se o monitoramento ambiental com participação de comunidades locais que estão envolvidas no processo.

Na literatura constam casos de ineficiência e falta de planejamento das operações, gerando danos ao ecossistema e às comunidades tradicionais. Segundo Alencar, Silva & Conceição (2003), no Espírito Santo, após a mudança dos empreendedores do lançamento do Navio Victory-8B, houve o descumprimento dos acordos de descontaminação, otimização de habitats e envolvimento de comunidades locais causando conflitos jurídicos e ambientais. Em situação semelhante de falta de experiência técnica, pneus foram utilizados na costa do estado do Ceará como material base para um RA. Porém, essas estruturas acabaram se desprendendo e derivando até a costa do estado.

No estado de Pernambuco casos de despreparo quanto aos procedimentos adotados para limpeza e descontaminação das embarcações foram relatados por Alencar, Silva & Conceição (2003, p. 23): “O lançamento de 3 (três) rebocadores com cerca de 30 metros cada, na costa de Pernambuco, em frente à cidade de Recife, demonstrou falta de critérios de limpeza, descontaminação e preparo, ocasionando atraso significativo na colonização da fauna epibêntica, possível contaminação da ictiofauna por hidrocarbonetos e metais pesados, riscos aos usuários de mergulho amador (restos de vidros, passagens inadequadas e peças contundentes).”

Após esse evento, foi estabelecido um protocolo de limpeza e preparo (caso a caso), englobando a remoção de resíduos nocivos ao meio ambiente (chumbo, zinco, graxas, e principalmente a retirada de todo óleo diesel) e retirada de partes e equipamentos que representem risco ao meio e aos mergulhadores. Sendo assim, os rebocadores afundados seguiram as normas estabelecidas pelo protocolo elaborado durante o projeto Parque dos Naufrágios de Pernambuco (PNAPE), em parceria com pesquisadores da UFPE e UFRPE, técnicos do grupo Wilson & Sons, com inspeção final de analistas ambientais do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA) e da Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH).

Outra importante forma de mitigação dos impactos se dá por meio de uma abordagem sustentável do turismo marinho desenvolvido em áreas de naufrágio, como visto por Galamba (2009), sendo essenciais a introdução de educação ambiental associada aos briefings realizados antes das operações de mergulho. A abordagem educativa tem por objetivo alertar para situações como toque e apreensão de animais marinhos. Assim como eventos de quebra ou ruptura de corais, suspensão de sedimentos e demais danos antrópicos acarretados pela atividade de mergulho.

11.8. LEGISLAÇÃO E PROIBIÇÕES PESQUEIRAS

A decisão de criação de um RA deve ser precedida de um arcabouço legal que contemple as áreas econômica, ambiental e social, favorecendo ambas de modo a promover a preservação e conservação, além da integração com os principais atores da sociedade (Quadro 11.4). Diante desses preceitos, a Convenção de Londres de 1972 (incorporada à legislação por meio do Decreto Presidencial Nº 87.566) é utilizada nas instalações de RA a fim de estabelecer a Prevenção da Poluição Marinha por Alijamento⁴ de Resíduos. No que diz respeito a prevenção de poluição marinha, segurança de navegação e dos tripulantes das embarcações, estão respaldados na Lei de Segurança do Tráfego Aquaviário (Lei Nº 9.537/97), cabendo representação da Diretoria de Portos e Costas (DPC) e da Marinha do Brasil (MB).

Ao final dos anos 80, é criada a Lei Nº 7.661/88, constituindo o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Dentre os objetivos do PNGC estão a conservação de recursos marinhos, prevendo a recuperação da produtividade, zoneamento costeiro, licenciamento ambiental acompanhado de estudo de impacto e relatório de impacto ambiental, entre outros. Nesse contexto, a implantação de RA devidamente planejados seria uma importante ferramenta para a conservação de áreas e espécies marinhas, diminuição de sobrepesca, gerenciamento costeiro e participação dos diversos setores sociais em processos de tomadas de decisão. A criação de recifes artificiais é fomentada por meio do Decreto nº 5.382/05, da

⁴ Alijamento: termo náutico para ação de arremessar a carga ao mar para aliviar o peso de um navio: alijamento de carga; neste caso, o desprendimento de materiais ainda presentes na embarcação a ser afundada.

QUADRO 11.4

FALTA DE FISCALIZAÇÃO E CRIMES AMBIENTAIS

Por Ályssa Cardoso

Apesar de todo respaldo legal que protege espécies de animais silvestres, a precariedade da fiscalização por meio de órgãos ambientais leva a graves infrações dessas leis, como a pesca e caça ilegais. Tristes exemplos encontrados em mares pernambucanos são citados por Maranhão (2011), onde foram encontrados no naufrágio Taurus, restos recém descartados de um exemplar de tubarão lixa (*Ginglymostoma cirratum*). Essa espécie está classificada, de acordo com a Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos, como vulnerável. Tendo classificação, por meio da Red List da International Union for Conservation of Nature (UICN), como dados insuficientes.

Outra espantosa notícia que causou revolta por parte da população e mergulhadores foi a aparição de um exemplar de mero (*Epinephelus itajara*) arpoado no naufrágio Marte, em Serrambi (Fig. 11.7). Além disso, há relatos de caça subaquática de meros em naufrágio de Recife, como o Vapor de Baixo. Por ser considerado uma espécie dócil e curiosa, tende a ser de fácil captura. Mais uma vez, organismos que são protegidos legalmente pelas Portaria N° 42/07 (IBAMA) e pela Portaria N° 445/14 (Ministério do Meio Ambiente), não tem sua preservação e conservação garantidas por órgãos ambientais devido à falta de fiscalização. O mero encontra-se na Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos como criticamente em perigo. Também tendo essa mesma classificação na Red List da International Union for Conservation of Nature (IUCN).



Figura 11.7 – Mergulhador Marcelo Gesteira removendo arpão do mero (*Epinephelus itajara*). Foto: Max Glagiston.

Política Nacional para os Recursos do Mar, com a finalidade de ensino, pesquisa, exploração e uso sustentável dos recursos marinhos. Além da Instrução Normativa do IBAMA nº 22-09, que estabelece procedimentos de instalação, licenciamento ambiental da área, autorização de órgãos competentes mediante relatórios técnicos, proibição de instalação em áreas consideradas inadequadas, penalizações para infratores da Normativa.

No âmbito biológico, a Lei Nº5.197/67 (do Conselho Nacional de Proteção a Fauna) proíbe a utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha de qualquer espécie da fauna silvestre. Ainda contando com a Portaria do Ministério do Meio Ambiente, 445/14, que engloba espécies de invertebrados e peixes aquáticos da fauna brasileira ameaçados de extinção. Essa normativa tem por objetivos, identificação, classificação em relação ao estado de conservação, restrições de captura, entre outros. Por fim, em Pernambuco, o decreto estadual nº 23.394 de 3 de julho de 2001 estabelece a proibição da pesca submarina e com anzóis nos naufrágios e proximidades, localizados na costa pernambucana.

Dentro desse cenário, faz-se necessária a maior fiscalização ambiental dos recifes artificiais. De modo a assegurar a sua integridade estrutural, assim como a preservação de organismos marinhos que dele fazem uso. Em contrapartida, deve ser estimulada a maior integração de diferentes agentes sociais, estimulando o senso de conservação e proteção desses ecossistemas e animais. Dessa forma estarão garantidos os patrimônios culturais, naturais e econômicos para futuras gerações.

Referências Bibliográficas

- Alencar, C.A.G.; Silva, A.S. & Conceição, R.N.L. (2003). Texto básico de nivelamento técnico sobre recifes artificiais marinhos (Vol. 1). Brasília: Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República (SEAP-PR).
- Brasil Mergulho. (2017). Naufrágios no Brasil. Acesso em 26 de fevereiro de 2017, de <http://www.brasilmergulho.com/destinos/naufragios-do-brasil/>.
- Buckley, R.M. & Hueckel, G.J. (1989). Analysis of Visual Transects for Fish Assessment on Artificial Reefs. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 893-898.

-
- Carvalho, M. (2017). Naufrágios do Brasil. Acesso em 26 de fevereiro de 2017, de www.naufragiosdobrasil.com.br.
- Coelho, R.; Monteiro, P.; Abecasis, D.; Blot, J.Y. & Gonçalves, J.M.S. (2012). Macrofauna assemblages in a XVIIth century shipwreck: comparison with those on natural reefs and sandy bottoms. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60: 447-462.
- Feitoza, B.M.; Rosa, R.S. & Rocha, L.A. (2005). Ecology and Zoogeography of Deep-Reef Fishes in Northeastern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 76(3): 725-742.
- Galamba, J. (2009). *Procedimentos de normas para gestão de um mergulho sustentável fundamentado em educação ambiental*. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Hazin, F.H.V. & Araújo, M.E. (2007). Acompanhamento do processo de colonização e ocupação biológica dos naufrágios Taurus, Mercurius e Saveiros - Relatório Integrado do Projeto Parque dos Naufragios Artificiais de Pernambuco. Recife: Laboratório de Oceanografia Pesqueira e Grupo de Ictiologia Marinha Tropical.
- Hess, R.W.; Rushworth, D.; Hynes, M.V. & Peters, J.E. (2001). Disposal options for ships. Santa Monica: RAND, p. 166.
- Ino, T. (1974). Historical Review of Artificial Reef Activities in Japan. In L. Colunga & R. Stone (Eds.), *Proceedings of an International Conference on Artificial Reefs* (pp. 21-23). Houston: Center for Marine Resources, Texas A&M University.
- Jones, R.S. & Thompson, M.J. (1978). Comparison of Florida Reef Fish Assemblages Using a Rapid Visual Technique. *Bulletin of Marine Science*, 28(1): 159-172.
- Lippi, D.L. (2011). *Crepúsculo e noite: variação na ocupação espacial de peixes associados a um naufrágio em Pernambuco*. (Monografia de Graduação), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Maranhão, H.A. (2011). *Contextualização, comunidade ictiofaunística e impacto de mergulhadores em naufrágios de Recife (PE)*. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- McFarland, W.N. (1991). The visual world of coral reef fishes. In P. F. Sale (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 16-38). San Diego: Academic Press.
- Osenberg, C.W.; St. Mary, C.M.; Wilson, J.A. & Lindberg, W.J. (2002). A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 214-221.
-

- Santos, D.C.; Hazin, F.V.; Fisher, A.F.; Feitosa, F.N. & Araújo, M.E. (2008). The creation of a shipwreck park off the coast of Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 3 (1): 91-97.
- Simon, T.E. (2010). *Peixes Recifais: Comparação entre Ambientes Artificiais e Naturais*. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Souza, C.C.R. (2010). *Arqueologia Subaquática - identificação das causas de naufrágios nos séculos XIX e XX na costa de Pernambuco*. (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Torres, R. (2016). Projeto Observabaía - Linha de Pesquisa sobre Patrimônio Cultural Subaquático da Baía de Todos os Santos. Relatório Parcial (Junho 2015 a Abril 2016). Observabaía - Observatório de Riscos e Vulnerabilidades da Baía de Todos os Santos. Salvador: Universidade Federal da Bahia.
- UNWTO. (2016). *Tourism Highlights*, World Tourism Organization: United Nation, p. 15.

CAPÍTULO 12

Pescaria de covo em Sirinhaém, litoral sul do estado.

Foto: Cláudio Macêdo.



PESCA DE PEIXES COM COVOS: COMPOSIÇÃO DAS CAPTURAS E DESCARTES

Sérgio Macedo Gomes de Mattos, Simone Marques, Cláudio Henrique Rodrigues Macedo, Vanildo Souza de Oliveira e Caroline Vieira Feitosa

12.1. INTRODUÇÃO

A compreensão sobre a pesca incidental e o descarte é fundamental com vistas à avaliação de estoques e gestão dos recursos pesqueiros. Um consenso aparentemente comum é que fauna acompanhante e descarte são, provavelmente, um dos mais importantes problemas enfrentados pela administração pesqueira nos dias atuais.

O presente capítulo pretende contribuir com informações sobre a riqueza de espécies de teleósteos (peixes ósseos) que ocorrem nas pescarias com covos em recifes costeiros do litoral pernambucano, explorados predominantemente pela pesca artesanal e de pequena escala. O foco da abordagem será a composição das capturas, espécies alvos, assim como a fauna acompanhante e os descartes, através do acompanhamento dos desembarques da frota pesqueira artesanal nos seguintes municípios: Itamaracá, Paulista, Olinda, Recife e Sirinhaém. A produção da pesca com covos para peixes tem flutuado acentuadamente, com tendências crescentes, principalmente da fauna acompanhante, que incluem espécies descartadas.

O estudo, além de gerar dados sobre a pesca em Pernambuco, permitiu examinar procedimentos de gestão que possam minimizar os impactos da pesca artesanal de covos sobre as comunidades de peixes recifais, bem como avaliar suas categorias tróficas nesses ricos e complexos ecossistemas. Permitiu, igualmente, indicar que a tendência na pesca de covos deve ser o completo aproveitamento dos peixes capturados, deixando de ser este petrecho seletivo para uma ou poucas espécies, observando as expectativas de consumo do mercado e a pressão dos pescadores para cobrir os custos das operações de pesca. Para isto, são necessárias propostas de proteção e ordenamento da pesca de covos a fim de aumentar

a reposição dos estoques pesqueiros nos ecossistemas recifais e garantir uma exploração pesqueira sustentável.

12.2. FAUNA ACOMPANHANTE E DESCARTE NA PESCA

Vários são os impactos no ambiente marinho decorrentes das ações do homem e, dentre eles, um dos mais preocupantes é a pesca comercial, especialmente quando a arte de pesca utilizada possui baixa seletividade, constituindo-se em uma das principais ameaças à dinâmica populacional dos estoques pesqueiros. O resultado é a captura de várias espécies que não são alvos das pescarias, normalmente conhecidas como fauna acompanhante¹ (Feitosa, Ferreira & Araújo, 2008). Estas são com frequência descartadas, podendo causar impactos sobre a estrutura trófica das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas marinhos. A baixa seletividade dos petrechos de pesca, ademais da inobservância de boas práticas e estratégias de pesca, atinge também animais com apelo midiático e ciclo de vida longo, a exemplo dos mamíferos aquáticos, das aves e das tartarugas marinhas, e de espécies de tubarões e raias (Tudela, 2004).

Pesca incidental e descarte representam perdas significativas de alimentos e desperdício na pesca do mundo, gerando problemas de segurança alimentar em muitos países, especialmente naqueles em desenvolvimento, que têm como principal fonte de proteína animal os frutos do mar. Estudos encomendados pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação (FAO²) indicam a necessidade de estabelecer limites referenciais para diminuir os impactos da fauna acompanhante e do descarte na pesca como um passo vital para a melhor utilização dos recursos pesqueiros, reduzindo o desperdício e, portanto, contribuindo para uma gestão mais eficaz desses recursos (Alverson, Freeberg, Murawski & Pope, 1994; Kelleher, 2005).

Após a realização de consultas técnicas a especialistas, a FAO (1996) concluiu que não é possível desenvolver uma definição internacional de captura incidental devido à natureza muito diversa do mundo pesqueiro; diferenças históricas

1 Em inglês o termo atribuído é “bycatch”, sendo comumente e cotidianamente utilizado pela comunidade científica no Brasil.

2 Food and Agriculture Organization of the United Nations

na forma como as capturas incidentais definiram-se nacionalmente; as ambiguidades associadas às terminologias utilizadas; e escolhas individuais dos pescadores sobre como serão utilizadas as diferentes porções de suas capturas. Também existem interpretações funcionais das capturas incidentais que incluem aquelas que os pescadores não pretendiam capturar, mas não puderam evitar, muitas vezes indesejáveis ou não são alvos das capturas. Este mesmo documento caracteriza descartes como parte da captura total que é jogada fora ou lançada ao mar. Pode consistir no descarte de uma ou múltiplas espécies, e pode estar viva ou morta. No contexto utilizado, interpreta-se que um organismo, mesmo lançado ao mar vivo, poderá não sobreviver. Embora o objetivo seja reduzir a captura de recursos aquáticos vivos que não vão ser aproveitados, algumas capturas são inevitáveis. Neste caso, o objetivo deve ser liberá-los vivos e maximizar a sua sobrevivência, reduzindo a mortalidade pós-libertação. Alguns exemplos de problemas específicos nos descartes na pesca incluem, dentre outros: (i) mudanças na ecologia da cadeia alimentar através da eliminação de espécies que, mesmo descartadas vivas, podem não sobreviver após a libertação; (ii) desperdício percebido da produção da pesca por descarte; e (iii) pesca insustentável se a quantidade descartada não estiver incluída na avaliação do estado da pescaria e na implementação de um plano de gestão (FAO, 2011).

Apesar dos descartes de ampla variedade de organismos, principalmente peixes, serem maiores nas pescarias industriais, em particular as de arrasto de camarões em regiões tropicais (Ziegler *et al.*, 2011), eles ocorrem indiscriminadamente em todas as pescarias, sendo especialmente preocupantes naquelas artesanais e de pequena escala, considerando a falta de informações e a dificuldade de implementação de medidas de monitoramento e controle.

Duas avaliações globais sobre pesca incidental e descarte na pesca foram encomendadas pela FAO. O primeiro relatório (1994) forneceu uma estimativa global anual média de 27 milhões de toneladas de descarte (Alverson, Freeberg, Murawski & Pope, 1994). Uma década mais tarde, uma atualização estimou descartes anuais globais em torno de 7,3 milhões de toneladas (Kelleher, 2005). Estes dois relatórios, embora não diretamente comparáveis, devido às diferentes metodologias utilizadas, sugerem um declínio nos descartes globais, provavelmente refletindo mudanças significativas com novas medidas de gestão na pesca e adoção

de tecnologias mais seletivas para reduzir a pesca incidental e os descartes. Ao mesmo tempo, novas oportunidades de mercado para a fauna acompanhante que compõem a pesca incidental têm contribuído para uma mudança nas práticas de aproveitamento das capturas.

O levantamento de informações sobre a pesca incidental e o descarte deve expressar, inicialmente, qual a compreensão sobre o seu significado, pois espécies consideradas alvos das pescarias e aquelas definidas como fauna acompanhante podem ter outra abordagem, completamente diferente, em diferentes comunidades pesqueiras. Entretanto, vale destacar, que essa compreensão é imprescindível para uma eficiente avaliação de estoques e gestão dos recursos pesqueiros.

12.3. A PESCA COM COVOS NO ESTADO DE PERNAMBUCO

Os ambientes costeiros e estuarinos no Estado de Pernambuco são explorados, predominantemente, pela pesca artesanal e de pequena escala. Mattos (2004) identificou que, no exercício da atividade pesqueira nesses ambientes costeiros, são utilizadas 16 artes de pesca, sendo as mais representativas as redes-de-emalhar, as armadilhas e as linhas e anzóis, as quais capturam uma grande diversidade de espécies de peixes, moluscos e crustáceos de importância comercial, as espécies alvo das capturas, e outras de menor valor, a fauna acompanhante. O método de pesca utilizado depende, principalmente, da topografia do fundo marinho e, portanto, nos recifes costeiros são dois os mais importantes petrechos utilizados: o covo (armadilha) e a linha-de-mão.

O covo ou armadilha é uma das artes de pesca mais utilizadas na captura de lagostas e de espécies de peixes recifais no Nordeste do Brasil (Figura 12.1). Este petrecho é composto por uma armação de madeira, muitas vezes retirada diretamente do manguezal, coberta por tela de fibra natural ou de náilon. Seu baixo custo assegura uma ampla utilização na pesca artesanal no litoral de Pernambuco, sendo considerada uma das mais produtivas e uma das menos seletivas, pois uma considerável parcela da captura é composta por fauna acompanhante (Ribeiro, 2004), ou seja, espécies que não são alvos das capturas.

A embarcação utilizada nas pescarias com covos é considerada padrão pela frota que explora essa atividade, com média de 8,0 m de comprimento e motor interno entre 30 e 60 HP, conhecida como baleeira ou bote (Figura 12.2).



Figura 12.1 – Covo utilizado na coleta dos peixes. Foto: Cláudio Macêdo.



Figura 12.2 – Embarcação utilizada para a coleta dos peixes com covos. Foto: Cláudio Macêdo.

Normalmente, as áreas de pesca estão localizadas entre 7 e 8 milhas náuticas da costa e, nesses pesqueiros, os covos empregados possuem basicamente duas dimensões, variando entre 80 x 60 x 20 cm e 100 x 90 x 35 cm. Podem permanecer entre 1 e 5 dias submersos em profundidades de aproximadamente 30 m, sendo o mais comum a despesca diária das armadilhas e o seu retorno imediato ao mar. Com duração média de 12 horas, este tipo de pescaria é denominado pelos pescadores de “ida e vinda”, com saída pela manhã e retorno no final da tarde. Os covos são lançados sem iscas, ou seja, servindo apenas como abrigo para alguns peixes (Mahon & Hunte, 2001) pois, segundo relatos dos pescadores, conforme

observado por Gonçalves (2009), as iscas nos covos podem atrair espécies consideradas predadores de topo (ex. golfinhos, tubarões e moréias), os quais são capazes de danificar as armadilhas para se alimentar dos organismos capturados (ver Quadro 12.1). Entretanto, o acompanhamento da fauna diária da frota que atua com covos para peixes no Estado de Pernambuco demonstrou que este não é um padrão e que, em algumas localidades, a exemplo das frotas que desembarcam em Recife e em Sirinhaém, a utilização de iscas parece ser uma estratégia de pesca para aumentar a produção e os rendimentos pesqueiros.

A pesca com covos têm demonstrado tendência crescente desde a década de 90, com oscilações anuais, especialmente na costa da Paraíba e de Pernambuco, sendo este último o principal produtor (Brasil, 2006; Ibama, 2008), e uma das principais espécies alvo dessa pescaria é o saramunete, *Pseudupeneus maculatus*. Entretanto, vale salientar, a pesca com covos é caracterizada por capturar várias outras espécies como fauna acompanhante, que inclusive passam a assumir considerável importância comercial. Santana, Lessa & Nóbrega (2004) informaram que Pernambuco era o único Estado a empregar armadilhas para a exploração de peixes, capturando, além do saramunete, o ariocó (*Lutjanus synagris*), a biquara (*Haemulon plumieri*) e a xira-branca (*Haemulon aurolineatum*). Por outro lado, estudos conduzidos por Ribeiro (2004), Ibama (2008) e Cunha, Carvalho & Araújo (2012) informam que, apesar de Pernambuco ser o maior produtor, as pescarias com covos direcionadas a peixes recifais também ocorrem na Paraíba, no Rio Grande do Norte e na Bahia.

Na década de 90, conforme os boletins estatísticos publicados pelo Cepene³/Ibama⁴, houve um acréscimo de 300% na pesca com covos de peixes, chegando a representar mais de 20% do total de pescado capturado em Pernambuco. No período compreendido entre 1999 e 2006, de acordo com esses boletins, a produção por esta arte de pesca apresentou oscilações em termos absolutos e relativos, se comparado com o total de produção de pescado no Estado, com leve tendência crescente para a produção absoluta, mas decrescente na participação relativa (Figura 12.4).

3 Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros do Nordeste.

4 Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

QUADRO 12.1

COMPORTAMENTO DE GOLFINHOS ATRAÍDOS PELA PESCARIA COM COVOS

Por Maria Danise Alves, Cristiano Leite Parente,
Cláudio Macedo & Maria Elisabeth de Araújo

Os odontocetos são comuns em habitats com alta densidade de recursos pesqueiros, exercendo um comportamento oportunista de forrageio. Foi descrito o comportamento subaquático e de superfície da espécie *Tursiops truncatus*, durante uma interação positiva com pescadores artesanais de covos na praia da Barra de Sirinhaém, sul de Pernambuco. Os registros ocorreram de forma oportunista, ao se observar golfinhos consumindo peixes descartados dos covos. Os dados foram adquiridos pelo método *ad libitum* e por gravações de imagens e áudio, totalizando quase 20 minutos de duração. As filmagens foram obtidas com os animais emersos (12,3 min) e submersos (6,8 min). Nos dias 24/4 e 29/5 de 2013 foram identificados grupos de oito e cinco espécimes, respectivamente.

A estrutura social do primeiro grupo caracterizou-se por seis adultos, um jovem e um filhote, e no segundo por quatro adultos e um jovem (Figura 12.13-A). O filhote media cerca de 1,2 m e o tamanho corpóreo dos adultos variou entre 3 e 3,5 m de comprimento. Dois animais adultos apresentaram marcas de identificação individual, sendo uma descrita como ranhuras lineares na base da nadadeira dorsal, similares às mordidas (apelidado pelos pescadores por “manchinha”); e a outra por uma mancha circular rosada ao redor do olho direito (apelidado de “olho cego”). O comportamento de superfície dos dois grupos de *T. truncatus* foi similar. Em geral, os trajetos náuticos direcionados ao local dos covos foram acompanhados por um a dois golfinhos adultos, que efetuavam mergulhos de superfície (Figura 12.13-B). A aparição dos demais membros do grupo ocorreu após a ancoragem da embarcação, com a retirada dos covos e a oferta de peixes contidos nessas armadilhas. Os movimentos contínuos e rápidos de mergulho e emersão na lâmina d'água, com posicionamento do ventre para cima, caracterizavam a conduta para o recebimento de alimento, estando a maioria próxima ao barco, distando entre 0,5 e 7 m (Figura 12.13-C). Apenas um adulto (provavelmente uma fêmea)

e o filhote se mantiveram distantes, a mais de 15 m do barco, sendo vigiados por outros adultos. O cuidado parental foi descrito pelo comportamento de sincronismo natatório entre o adulto e o filhote. Em algumas ocasiões registrou-se o adulto erguendo o filhote acima da lâmina d'água com o rostro.

A atividade dos pescadores de içamento dos covos variou entre 1 e 2 horas, tempo de permanência dos golfinhos na área estudada, quando mantiveram os padrões comportamentais de forrageio (Figura 12.13-D). O lançamento dos peixes de valor não comercial aos golfinhos, durante esta atividade, foram consideradas práticas locais que evidenciavam a interação positiva entre eles. Ao final do estudo, foi observado que o grupo seguiu a embarcação por aproximadamente 5 minutos, dispersando-se aos poucos a medida que se aproximava da costa. Segundo relatos dos pescadores, os golfinhos começaram a frequentar a área no período desse estudo, tendo adquirido o hábito de acompanhar as embarcações para se aproveitar dos descartes pesqueiros. Além disso, informaram que não havia sido encontrado nenhum covo danificado pelos golfinhos. As filmagens comprovam que o descarte parece estar condicionando os espécimes de *T. truncatus* a uma interação amistosa com a pescaria local.

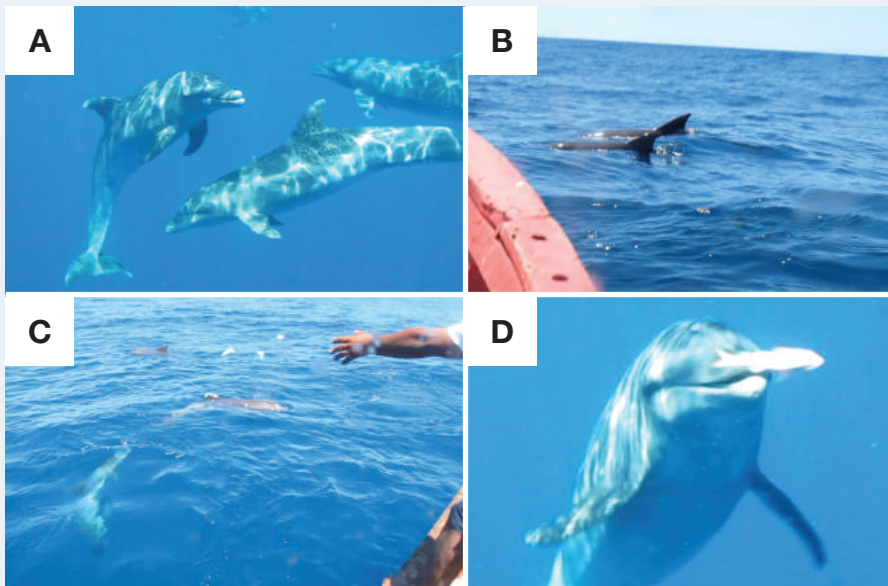


Figura 12.13 – Interação entre pescadores e golfinhos atraídos pelos peixes capturados em covos: grupo avistado (A), aproximação do barco (B), pescadores alimentando os golfinhos (C) e atividade de forrageio (D).

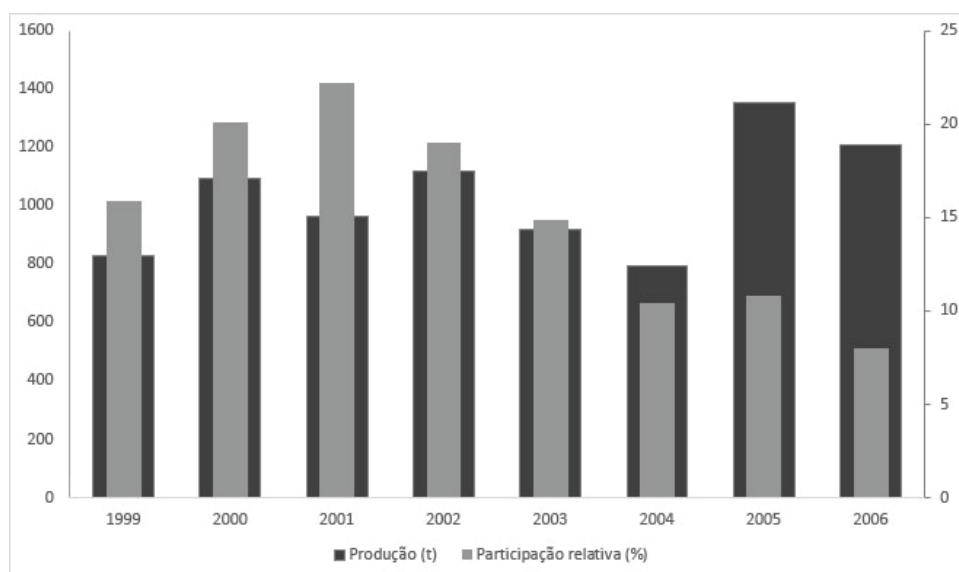


Figura 12.4 – Produção (t) e participação relativa (%) da pesca com covos de peixes nas capturas totais do Estado de Pernambuco, entre 1999 e 2006. Fonte: Cepene/Ibama.

A aparente melhoria na coleta dos dados estatísticos pode explicar a variação crescente no volume de produção, mas, por outro lado, a diminuição da participação relativa pode estar atrelada ao combate à pesca ilegal, o que provoca a falta de informação das embarcações que não possuem autorização para a pesca com covos.

Com relação à produção do saramunete, igualmente em relação à produção total do Estado de Pernambuco, as oscilações em termos absolutos tiveram leve tendência decrescente, com o máximo de 626,2 t no ano 2000 e o mínimo de 309,8 t no ano 2004. Em termos relativos, a participação das capturas dessa espécie na produção total do Estado foi claramente decrescente, com o máximo relativo de 11,5%, também no ano 2000, e o mínimo de 3,1%, no ano 2006 (Figura 12.5).

Acrescente-se às informações da Figura 12.5, uma análise comparativa entre as capturas do saramunete e de lagostas (Figura 12.6), uma vez que a produtividade de uma pescaria pode impactar na outra, somente possível se inferir com dados sobre o esforço de pesca, infelizmente indisponível. A Figura 12.6 mostra uma leve tendência decrescente das capturas do saramunete, como já mostrado, e descrito, na Figura 12.5, enquanto que se observa uma leve tendência crescente nas capturas da pesca de lagostas, sendo menor no ano de 2003 (185,2 t) e maior no ano de 2006 (365,9 t). Especulações em torno da estatística pesqueira induzem a crer-se em uma diminuição das capturas de lagostas, pois as tendências do mercado e as

decisões econômicas dos pescadores ditam as normas de comercialização, transparente apenas através de um rigoroso e eficiente processo de confiabilidade na coleta de dados de desembarques. Por outro lado, Aragão (2013) sugere que um dos maiores problemas do ordenamento das pescarias de lagostas se deve à pouca atenção ao monitoramento da atividade, bem como de estudos e avaliações

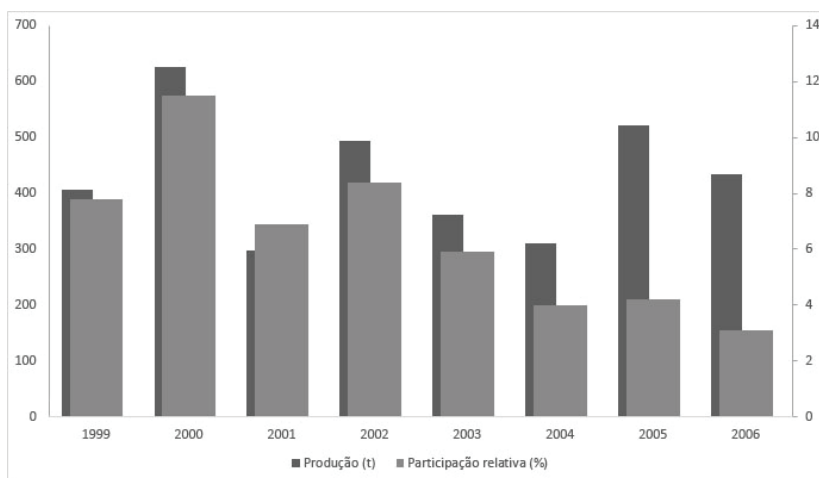


Figura 12.5 – Produção (t) e participação relativa (%) do saramunete, *Pseudupeneus maculatus*, nas capturas totais do Estado de Pernambuco, entre 1999 e 2006. Fonte: Cepene/Ibama.

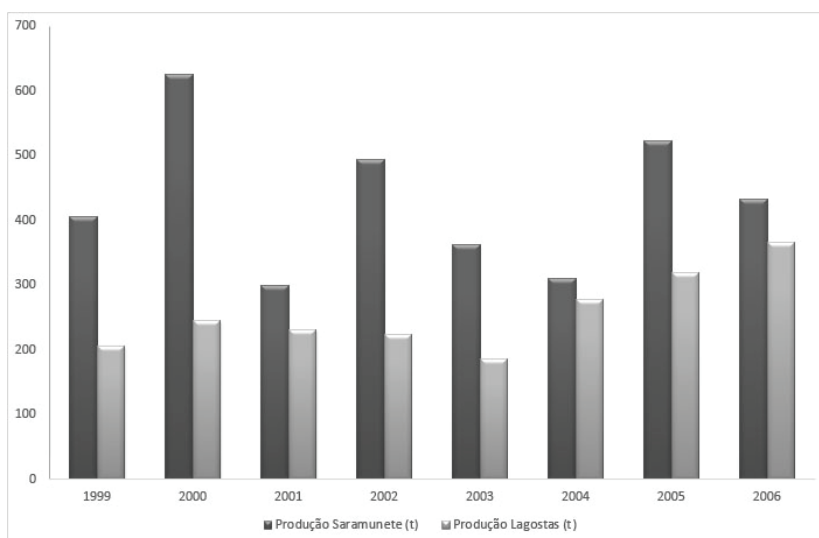


Figura 12.6 – Gráfico comparativo entre a produção (t) do saramunete, *Pseudupeneus maculatus*, e de lagostas no litoral do Estado de Pernambuco, entre 1999 e 2006. Fonte: Cepene/Ibama.

sobre o nível de exploração desses estoques. Isso é reflexo iminente da ausência de estatísticas de desembarques totais, além do desconhecimento da composição da frota e do número de embarcações que estão operando atualmente nas pescarias em pequena escala de toda a costa do Nordeste. Ou seja, por um lado temos a divulgação de informações oficiais sobre os desembarques e, por outro, o reconhecimento da necessidade de se melhorar o sistema de coleta e análise dos dados provenientes das pescarias artesanais.

A tendência crescente na produção de lagostas detectada na coleta de dados de desembarques pode sugerir que houve uma redução do esforço de pesca sobre os estoques de lagostas. Se isto de fato ocorreu significa dizer que as embarcações remanescentes podem ter obtido melhores rendimentos e produtividade, o que justificaria o aumento na produção, ainda que com oscilações ao longo dos anos estudados. Entretanto, o declínio das capturas do saramunete pode sugerir que a necessidade de fazer frente aos elevados custos das pescarias e obter rendimentos comparáveis àqueles da pesca de lagostas fez com que se elevasse demasiadamente a pressão sobre os estoques de saramunete. Nesta ocasião, o conhecimento sobre a dinâmica da população dessa espécie ainda não era suficiente para estabelecer medidas de ordenamento pesqueiro, como limites de esforço de pesca e áreas de atuação da frota, que pudessem permitir a preservação de indivíduos jovens e da biomassa do estoque reprodutor nos níveis permissíveis à manutenção do equilíbrio populacional.

Na atividade da pesca de lagostas sempre houve a atuação de um considerável número de embarcações, em virtude da forte pressão dos mercados interno e externo, mas as ações de fiscalização, somadas às atividades de monitoramento e controle do esforço de pesca, podem ter obrigado a frota comercial lagosteira ociosa a diversificar suas atividades a outra espécie para suprir a necessidade de ocupação e renda dos pescadores (Oliveira, Vasconcelos & Rey, 1993; Aragão, 2013). Uma vez que ambas as atividades têm como petrecho as armadilhas (covo) e ambas as espécies alvo, a lagosta e o saramunete, ocupam o mesmo habitat, a adaptação da frota, e do petrecho, ocorre com certa facilidade. Um outro fator que pode estar associado à variação da produção de lagostas é o declínio das exportações ao mercado externo, principalmente aos Estados Unidos, onde se proibiu a importação de lagostas com comprimento de cauda inferior a 14,5cm (Aragão, 2013).

Pode-se inferir, portanto, que a pesca de peixes recifais com covos é uma atividade alternativa à pesca de lagostas na Região Nordeste (Ivo, Vasconcelos & Osório, 2010) e contribuiu para um aumento da exploração de espécies de peixes recifais, antes descartados ou consumidos pelos pescadores artesanais, passando de capturas assessorias a espécies-alvo (Ribeiro, 2004). Com uma demanda crescente, visando à exportação, alguns pescadores começaram a trabalhar exclusivamente para essa atividade, pois o alto valor dessa espécie se deve à demanda de países europeus, principalmente a França, e dos Estados Unidos (Campos & Oliveira, 2001; Cunha, Carvalho e Araújo, 2012). Corroboram com essa informação Marques & Ferreira (2010), para quem várias espécies de peixes capturadas com covos têm sido exportadas para o mercado internacional dos Estados Unidos e Europa pela qualidade e sabor e, entre as espécies mais valorizadas nesse mercado, destacam-se o saramunete, o budião e a caraúna. Esta constatação pode ser explicada pelas suposições levantadas por Pauly *et al.* (1998), para quem o declínio das populações de algumas espécies piscívoras, mais tradicionalmente comercializadas, dirigiu os esforços de pesca à outras espécies que ocupam níveis tróficos mais baixos.

12.4. AS PESQUISAS REALIZADAS SOBRE AS PESCARIAS COM COVOS

Ao longo do período compreendido entre maio e novembro de 2006, entre março de 2008 a outubro de 2009, e entre dezembro de 2010 e julho de 2012 foram acompanhados os desembarques das operações de pesca das frotas que atuam com covos para peixes nos recifes costeiros em Pernambuco. O primeiro período foi conduzido pelo Laboratório de Tecnologia de Pesca Sustentável do Departamento de Pesca e Aquicultura – DEPAq, da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE; o segundo e o terceiro como parte de projetos de doutorado com acompanhamento da pesca e coleta de material biológico de peixes recifais coordenado pelo Departamento de Oceanografia – Universidade Federal de Pernambuco – UFPE; enquanto que o terceiro como parte das atividades do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/Sítio 27), financiado pelo Governo Federal, através do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, coordenado pelo Departamento de Oceanografia – DOCEAN, da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

As frotas acompanhadas em 2006 atuaram ao largo dos municípios de Olinda e Paulista (praias do Janga e Pau Amarelo), na Região Metropolitana do Recife, as quais possuem sede nas Colônias de Pescadores Z-04 e Z-02, respectivamente; entre 2008 e 2009 foram acompanhadas as frotas que atuavam em Itamaracá, na Colônia de Pescadores Z-11 e nas peixarias do entorno; e entre 2010 e 2012 as frotas atuaram e tiveram seus desembarques em Recife, Sirinhaém (litoral sul) e Itamaracá (litoral norte), respectivamente com sede nas Colônias de Pescadores Z-01 de Brasília Teimosa; Z-06 de Barra de Sirinhaém; e Z-11 de Itamaracá (praia do Pilar) (Figura 12.7). A identificação das espécies capturadas foi realizada através dos guias de espécies de peixes propostos por Carvalho-Filho (1999) e Lessa & Nóbrega (2000).

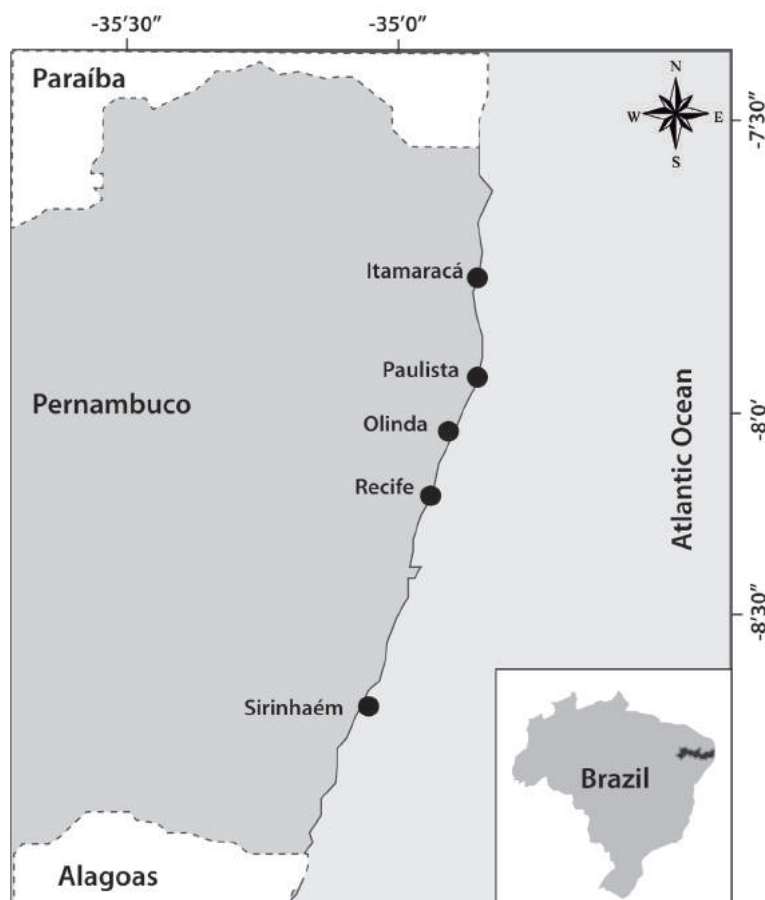


Figura 12.7 – Mapa do litoral do estado de Pernambuco com a identificação dos municípios costeiros onde ocorreram o acompanhamento da frota e a coleta de amostragem dos peixes capturados. Fonte: IMAT.

12.5. AS OPERAÇÕES DE PESCA REALIZADAS EM OLINDA E PAULISTA

Durante as operações de pesca foram registrados as coordenadas geográficas e o tipo de substrato onde os covos atuaram. Os indivíduos capturados em cada covo foram quantificados, identificados e agrupados nas seguintes categorias: peixes ósseos de alto valor comercial (ex. saramunete, ariocó, guarajuba, etc.), crustáceos, moluscos e descarte. No fim do dia, a jornada de pesca era encerrada e a embarcação retornava ao porto, operação que se repetia quase que diariamente, exceção nos finais de semana.

A profundidade de atuação dos covos variou de 23 a 51 metros e o tipo de substrato predominante foi o cascalho e a restinga, ocasionalmente rochoso, tipo de substrato onde se encontram normalmente as espécies alvos da pescaria. Foram capturadas 91 espécies, das quais 56 de peixes (61,5%), 23 de moluscos (25,3%), 10 de crustáceos (11,0%) e 2 de equinodermatas (2,2%). O maior número de espécies de peixes ósseos esteve representado pelas famílias Haemulidae, com 7 espécies, e Lutjanidae, com 5 espécies cada.

Essas espécies, assim como as que compõem a fauna acompanhante, são capturadas devido ao seu habitat, pois vivem em recifes rasos, associadas ao substrato, e alimentam-se em substrato arenoso próximo aos recifes (Randall, 1967; Courtenay & Sahlman, 1978; Sierra, Claro & Popova, 1994; Carvalho-Filho, 1999; Pereira, Barros, Zemoi & Ferreira, 2014), onde são lançadas as armadilhas (Figura 12.8).



Figura 12.8 – Armadilhas lançadas sobre o fundo arenoso próximo aos recifes.
Foto: Daniel Lippi.

As espécies de peixes ósseos de alto valor comercial representaram 56,3% da abundância nos desembarques com destaque para o saramunete (Figura 12.9-A) que, sozinho, representou 54,3%; seguido daquelas espécies pertencentes ao gênero *Lutjanus*, como o ariocó, a cioba e o dentão, que juntas corresponderam a 1,1%; e da guarajuba, gênero *Carangoides*, que representou 0,9%. Dentre os crustáceos, as lagostas do gênero *Panulirus* foram as mais abundantes e representaram 7,8% das capturas; entre os moluscos o polvo, *Octopus vulgaris*, que representou 1,8%; e a fauna acompanhante de baixo valor comercial, incluído o descarte, representou 34,1%. Dentre as espécies capturadas como fauna acompanhante destacaram-se, em abundância, a mariquita, *Myripristis jacobus*, seguida pela xira amarela, *Haemulon squamipinna*, e da biquara, *Haemulon plumieri*. Confirmando o saramunete como espécie-alvo dessa pescaria, significa, obviamente, que a fauna acompanhante total representou 43,7% das capturas.

12.6. AS OPERAÇÕES DE PESCA REALIZADAS EM RECIFE, SIRINHAÉM E ITAMARACÁ

Durante os experimentos conduzidos pelo Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/Sítio 27) em Recife (Brasília Teimosa) e Sirinhaém (Barra de Sirinhaém) e Itamaracá foi possível observar que cinco espécies foram capturadas exclusivamente pela frota com sede em Brasília Teimosa, de uma riqueza de 15 espécies; sete em Sirinhaém, de uma riqueza de 20 espécies; e 22 em Itamaracá, dentre uma riqueza de 50 espécies. Apenas oito espécies foram comuns às três localidades (Tabela 12.1).

Em Recife (Brasília Teimosa), as espécies com maior frequência de ocorrência nos desembarques foram o saramunete e a xira (*Haemulon* spp.) com direcionamento das capturas à espécie alvo, o saramunete, e a ocorrência de espécies das famílias Haemulidade e Lutjanidae. De acordo com Rocha, Rosa & Rosa (1998), estas espécies figuram entre as mais abundantes de peixes recifais no Nordeste do Brasil (Figura 12.9).

Foi possível calcular a captura por unidade de esforço (CPUE), em termos de biomassa por armadilha, que variou entre 1,5 e 4,0 kg/covo/dia (Figura 12.10), entre os anos 2010 e 2012, em duas localidades acompanhadas pelo PELD, Brasília Teimosa e Barra de Sirinhaém.

Tabela 12.1 – Composição das capturas com covos e ocorrência das espécies nas regiões de Recife (Brasília Teimosa), Sirinhaém (Barra de Sirinhaém) e Itamaracá, ao longo de todo o período de estudo.

ESPÉCIES	NOME VULGAR	BRASÍLIA TEIMOSA	SIRINHAÉM	ITAMARACÁ
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Saberé		x	
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	Caraúna	x		
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	Caraúna			x
<i>Acanthurus coeruleus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Caraúna			x
<i>Alphestes afer</i> (Bloch, 1793)	Sapé	x	x	x
<i>Amphichthys cryptocentrus</i> (Valenciennes, 1837)	Pacamão			x
<i>Anisotremus moricandi</i> (Ranzani, 1842)	Avô do pirambu	x		
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Salema	x	x	x
<i>Aulostomus maculatus</i> (Valenciennes, 1841)	Trombeta			x
<i>Balistes vetula</i> (Linnaeus, 1758)	Cangulo		x	
<i>Bodianus pulchellus</i> (Poey, 1860)	Budião			x
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	Budião			x
<i>Calamus pennatula</i> (Guichenot, 1868)	Peixe pena		x	
<i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard, 1855)	Cangulo-pintado			x
<i>Cantherhines pullus</i> (Ranzani, 1842)	Cangulo	x		x
<i>Canthigaster figueiredoi</i> Moura & Castro, 2002	Baiacu			x
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier, 1833	Guarajuba			x
<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	Piraúna		x	x
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Enxada			x
<i>Chaetodon ocellatus</i> Bloch, 1787	Borboleta			x
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	Borboleta		x	x
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani 1842	Carapeba			x
<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	Baiacu	x		
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	Canguito		x	
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	Gato		x	x

ESPÉCIES	NOME VULGAR	BRASÍLIA TEIMOSA	SIRINHAÉM	ITAMARACÁ
<i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus, 1758)	Maria nagô			x
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	Moréia			x
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	Moréia pintada		x	x
<i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)	Moréia			x
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	Xira	x	x	x
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	Cambuba	x		x
<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède, 1801)	Xira	x	x	x
<i>Haemulon squamipinna</i> (Rocha & Rosa, 1999)	Xira-amarela		x	x
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	Cambuba	x		
<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	Budião			x
<i>Halichoeres dimidiatus</i> (Agassiz, 1831)	Budião			x
<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)	Peixe-anjo			x
<i>Holacanthus tricolor</i> (Bloch, 1795)	Tricolor			x
<i>Hippocampus reidi</i> (Ginsburg, 1933)	Cavalo-marinho			x
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	Mariquita	x	x	x
<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)	Baiacu caixão			x
<i>Lutjanus alexandrei</i> (Moura & Lindeman, 2007)	Baúna			x
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	Cioba			x
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Dentão			x
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	Ariocó	x	x	x
<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829)	Saramunete			x
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	Sirigado			x
<i>Myripristis jacobus</i> (Cuvier, 1829)	Olho de vidro		x	
<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	Guaiúba			x
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	Xira			x

ESPÉCIES	NOME VULGAR	BRASÍLIA TEIMOSA	SIRINHAÉM	ITAMARACÁ
<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Bandeirinha		x	
<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)	Paru cinza			x
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	Paru			x
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	Saramunete	x	x	x
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Peixe-galo			x
<i>Sparisoma amplum</i> (Ranzani, 1841)	Budião			x
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	Bobó	x	x	x
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	Budião			x
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	Donzela amarela	x		
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	Cangulo		x	
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	Peixe lagarto			x
<i>Xanthichthys ringens</i> (Linnaeus, 1758)	Cangulo			x
Riqueza de espécies		15	20	50

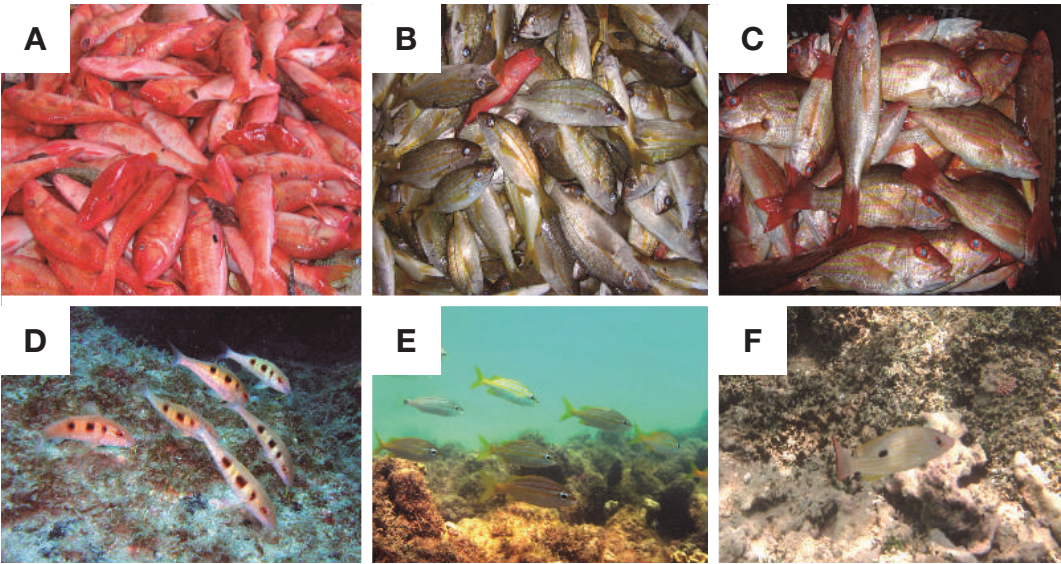


Figura 12.9 – Espécies mais capturadas em pesca de covos desembarcados nas Colônias de Pescadores de BrasíliaTeimosa, Barra de Sirinhaém e Itamaracá. (A, D) saramunete (*Pseudupeneus maculatus*); (B, E) xira (*Haemulon aurolineatum*); (C, F) ariocó (*Lutjanus synagris*). As fotos superiores são as espécies desembarcadas que mudam de cor após a captura e as inferiores são as espécies em seus habitats naturais, em áreas recifais. Fotos: Cláudio Macêdo (A, B, C) e Daniel Lippi (D, E, F).

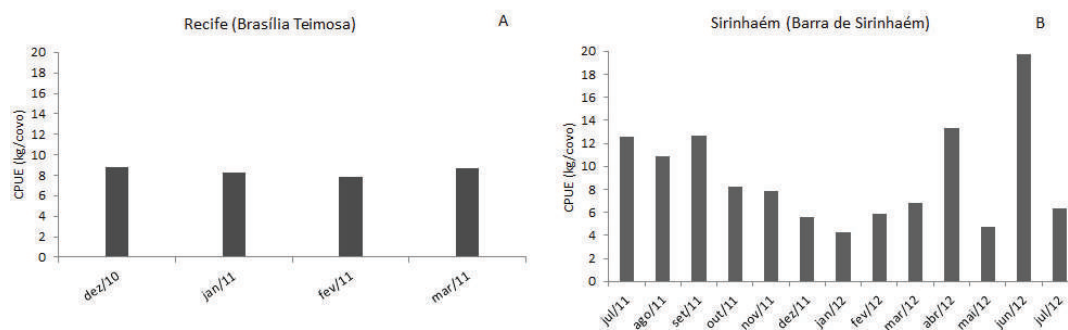


Figura 12.10 – Captura por unidade de esforço (CPUE) em kg/covo, nos municípios de Recife (Brasília Teimosa) (A) e Barra de Sirinhaém (Sirinhaém) (B).

Na Barra de Sirinhaém, localidade onde foi realizado o maior esforço amostral, os pescadores afirmam que o melhor período para lançar as armadilhas está relacionado com as luas cheia e nova, quando são registradas as marés mais altas e as mais baixas (marés de sizígia). Apesar de não ter sido alvo da presente análise, é importante considerar a flutuação da produção e em fases da lua e os períodos seco e chuvoso. Essas informações poderão ser úteis para subsidiar a gestão e o ordenamento dessa pescaria.

É sabido que fatores abióticos, como fase lunar, pluviosidade e época do ano influenciam na composição na ictiofauna (Quinn & Kojis, 1981; Rooker & Dennis, 1991; Vieira, Castelo & Pereira 1998; Campos & Oliveira, 2001). Os fatores, pluviosidade e fase lunar, podem atrair uma maior quantidade de espécies de peixes predadores (ex: garoupas, ciobas, dentões e ariocós), assim como o saramunete, espécie predadora de invertebrados móveis, e budiões e caraúnas, espécies herbívoras, que são os alvos da pesca com covos. Nesse período, ocorre maior quantidade de material em suspensão associado à baixa luminosidade (Jales *et al.*, 2012; Machado, Rocha, Gomes & Dias, 2007).

12.7. ANÁLISE COMPARATIVA DOS EXPERIMENTOS

Os peixes que compõem a fauna acompanhante dessa pescaria representam espécies demersais comuns na Região Nordeste do Brasil com ocorrência nesses ambientes costeiros em substratos variados, desde arenoso ao rochoso, além de recifes de arenito (Ribeiro, 2004). Várias espécies de peixes ornamentais,

como o peixe-anjo (*Holacanthus ciliaris*), o peixe-borboleta (*Chaetodon striatus*) e o budião (*Bodianus rufus*) (Tabela 12.1) ocorrem nas pescarias com covos e são consideradas espécies acessórias e não comerciais, sendo descartadas no mar, como demonstram estudos realizados por Feitosa, Ferreira & Araújo (2008) em Itamaracá (Pernambuco) e Tambaba (Paraíba). Contudo, essas espécies têm sido pouco representativas nas capturas da pesca de covos (Marques & Ferreira, 2010).

Os resultados obtidos durante os estudos realizados identificaram que as capturas da espécie-alvo dessa pescaria, o saramunete *Pseudupeneus maculatus*, representaram 8% dos desembarques em Brasília Teimosa, muito baixas quando comparada àquela obtida em Barra de Sirinhaém, onde a espécie representou 50% do total dos desembarques. De fato, além dos resultados obtidos no ano de 2006, quando a espécie correspondeu por 54,3% das capturas, e conforme visto em outros registros de desembarque pesqueiros em Pernambuco e no Rio Grande do Norte (Ribeiro, 2004), cerca da metade das capturas obtidas com covos está representada pelo saramunete.

Alternâncias na abundância entre saramunete, xiras e ariocó foram observados ao longo do litoral pernambucano. O saramunete, as xiras e o ariocó foram as espécies com maior participação nas capturas e, provavelmente, se deve ao fato da pesca ocorrer em áreas recifais ao longo da plataforma continental, pois conforme Marques e Ferreira (2010) essas espécies tem suas áreas de ocorrência e abundância entre 30 e 60 m e estão susceptíveis às diferentes seletividades dos tipos de covos utilizados em cada localidade. Estudos de biomassa e número de espécies capturadas com covos realizados em Sirinhaém comprovam o saramunete dentre as espécies mais frequentes, justificando o seu valor como espécie-alvo nos mercados interno e externo.

Desde a década de 90, registros de empresas de exportação do Estado de Pernambuco já indicavam sinais de sobrepesca para o saramunete, tendo como indicativos quedas nos volumes de exportação. Em 1996, uma única empresa do Rio Grande do Norte exportou 70 toneladas de saramunetes e, após esse período, os impactos da sobrepesca e supervalorização dessa espécie para a exportação resultaram no colapso da pesca em 2001. Sete anos depois, em 2008, observou-se uma recuperação e a extração atingiu 50 toneladas (Cunha, Carvalho & Araújo 2012), provavelmente devido à intensificação da pesca em áreas antes

inexploradas. Caso similar pode estar ocorrendo em Barra de Sirinhanhém, onde se observa um percentual na composição das capturas significativamente maior, se comparado com aquele obtido em Brasília Teimosa. Também foi semelhante aos resultados informados para outros estudos, podendo significar que somente em anos mais recentes se desenvolveu uma frota para a pesca com covos naquela localidade. As estatísticas de desembarque por espécies publicadas pelo Cepene/Ibama, disponíveis somente até o ano de 2006, também corroboram com essa hipótese, pois a produção em Barra de Sirinhaém sempre foi relativamente baixa se comparada à produção do saramunete em todo o estado de Pernambuco, estando sempre abaixo de 0,5%, sendo exceção o ano de 2002, quando a participação foi de 0,8%.

Sem dúvida, a diminuição das capturas é um forte indicador de sobrepesca e um dos principais impactos decorrentes de um excessivo esforço de pesca é a alteração da estrutura etária e de comprimento dos indivíduos da população (Fonteles-Filho, 1989). Estudos de idade e crescimento desta espécie indicam que ela apresenta crescimento rápido, com longevidade de até 7 anos, e sua idade de maturação coincide com o recrutamento pesqueiro, com cerca de 3 anos de idade (Santana, Lessa & Nóbrega 2004; 2009). Apesar do rápido crescimento e maturação precoce para essa espécie, as altas taxas de mortalidades registradas por Santana, Lessa & Nóbrega (2009) entre 1998 e 2000 revelam a sua vulnerabilidade à pesca. Porém estudos de mortalidade pela pesca de covos em séries temporais mais longas fazem-se necessários para subsidiar a gestão e manejo desse recurso.

Dentre as 62 espécies de peixes recifais registradas nas capturas da pesca com covos em Pernambuco, nove espécies são classificadas como espécies de primeira categoria por serem os peixes mais valiosos na comercialização: ariocó (*Lutjanus synagris*), saramunetes (*Pseudupeneus maculatus*, *Mulloidichthys martinicus*), bobó (*Sparisoma axillare*), budião (*Sparisoma frondosum*), cioba (*Lutjanus analis*), dentão (*Lutjanus jocu*), guaiúba (*Ocyurus chrysurus*), e sirigado (*Mycteroperca bonaci*) (Tabela 12.2). Dezoito espécies estão caracterizadas como peixes de segunda categoria, as quais alcançam valores um pouco mais baixos, a exemplo das categorias que incluem biquaras e xiras, dentre outras. Apesar de serem caracterizadas em algumas localidades como fauna acompanhante, a exemplo da categorização realizada durante os experimentos conduzidos em Olinda e

Paulista em 2006, os baixos rendimentos das pescarias indicam para uma mudança de paradigma, em que não se considera mais apenas uma única espécie como alvo das capturas.

Tabela 12.2 – Espécies registradas nas colônias pesqueiras de Brasília Teimosa, Barra de Sirinhaém e Itamaracá com suas categorias para a venda: 1ª - espécies mais valiosas, 2ª- espécies pouco valiosas e outras categorias de *by-catch* (descarte, fauna acompanhante), adaptado em acordo com Marques & Ferreira (2010).

ESPÉCIES	CLASSIFICAÇÃO PARA VENDA
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	descarte
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	2ª
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	2ª
<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	2ª
<i>Alphistes afer</i> (Bloch, 1793)	2ª
<i>Amphichthys cryptocentrus</i> (Valenciennes, 1837)	fauna acompanhante
<i>Anisotremus moricandi</i> (Ranzani, 1842)	2ª
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	2ª
<i>Aulostomus maculatus</i> Valenciennes, 1841	descarte
<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758	fauna acompanhante
<i>Bodianus pulchellus</i> (Poey, 1860)	descarte
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	descarte
<i>Calamus pennatula</i> Guichenot, 1868	descarte
<i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard, 1853)	fauna acompanhante
<i>Cantherhines pullus</i> (Ranzani, 1842)	fauna acompanhante
<i>Canthigaster figueiredoi</i> Moura & Castro, 2002	descarte
<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	2ª
<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	2ª
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	fauna acompanhante
<i>Chaetodon ocellatus</i> Bloch, 1787	fauna acompanhante
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	descarte
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	fauna acompanhante
<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	descarte

ESPÉCIES	CLASSIFICAÇÃO PARA VENDA
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	descarte
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	2 ^a
<i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus, 1758)	descarte
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	fauna acompanhante
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	fauna acompanhante
<i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)	fauna acompanhante
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	2 ^a
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	2 ^a
<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède, 1801)	2 ^a
<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	2 ^a
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	2 ^a
<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	descarte
<i>Halichoeres dimidiatus</i> (Agassiz, 1831)	descarte
<i>Hippocampus reidi</i> Ginsburg, 1933	descarte
<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)	descarte
<i>Holacanthus tricolor</i> (Bloch, 1795)	descarte
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	2 ^a
<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)	fauna acompanhante
<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007	2 ^a
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	1 ^a
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1 ^a
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	1 ^a
<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829)	1 ^a
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	1 ^a
<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier, 1829	descarte
<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	1 ^a
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	2 ^a
<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	descarte
<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)	descarte
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	descarte
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	1 ^a

ESPÉCIES	CLASSIFICAÇÃO PARA VENDA
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	2 ^a
<i>Sparisoma amplum</i> (Ranzani, 1841)	fauna acompanhante
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	1 ^a
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	1 ^a
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	descarte
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	fauna acompanhante
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	descarte
<i>Xanthichthys ringens</i> (Linnaeus, 1758)	fauna acompanhante

As demais são categorizadas como fauna acompanhante, que não são espécies-alvo para o comércio, mas são consumidas pela tripulação e suas famílias ou vendidas nas Colônias de Pescadores e peixarias locais, e incluem os descartes, aquelas eliminadas em alto mar ou durante os desembarques (Marques & Ferreira, 2010). As espécies mais comuns descartadas são (Figura 12.11): A – porquinho (*Stephanolepis hispidus*); B – peixe-borboleta (*Chaetodon striatus*); e C – bandeirinha (*Pareques acuminatus*).

Pesquisas realizadas no acompanhamento dos desembarques das pescarias da frota de linha-de-mão em Pernambuco, outra arte de pesca comumente utilizada na exploração dos recursos pesqueiros em recifes costeiros e que tem como espécies-alvo aquelas de alto valor comercial, indicam que há uma concorrência com as pescarias com covos por espécies de peixes da Família Lujanidae, a exemplo da

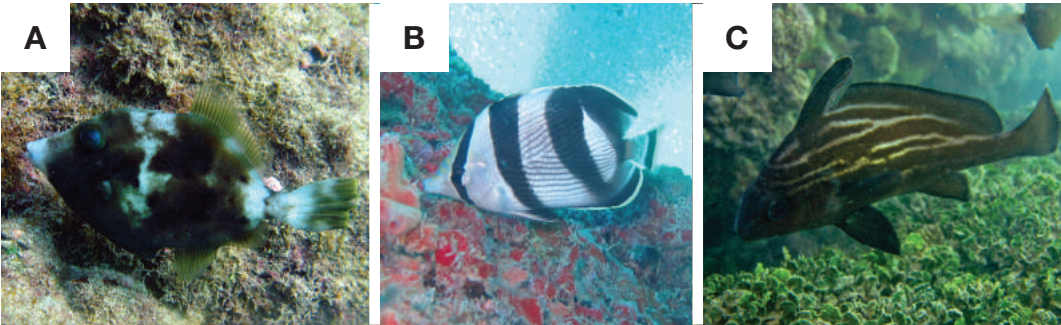


Figura 12.11 – Espécies mais comuns representantes da fauna acompanhante capturadas em Pernambuco. (A) Porquinho (*Stephanolepis hispidus*); (B) peixe-borboleta (*Chaetodon striatus*); (C) Bandeirinha (*Pareques acuminatus*). Fotos: Daniel Lippi.

guaiúba (*Lutjanus chrysurus*), da cioba (*Lutjanus analis*) e do dentão (*Lutjanus jocu*). Outra espécie abundante na pesca de linha é o sirigado, *Mycteroperca bonaci*, pouco frequente nas pescarias com covos, sendo provavelmente capturada na fase juvenil, em virtude de ser uma espécie de grande porte, ainda que outros epinephelídeos sejam capturados como fauna acompanhante nas armadilhas (Mattos, 2004).

Estudos realizados utilizando a análise de agrupamento das espécies de peixes mais frequentes nas pescarias com covos em Sirinhaém indicam a formação de um subgrupo composto por *P. maculatus* e *L. synagris* (90% de similaridade) e outro formado por *H. plumieri*, *H. adscensionis* e *C. striatus* (74% de similaridade), ambos os subgrupos com similaridade entre eles de 68% (Figura 12.12).

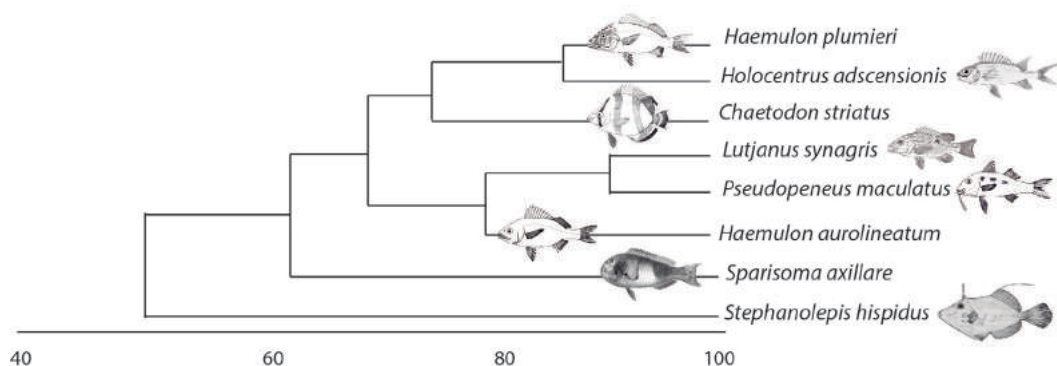


Figura 12.12 – Agrupamento das espécies mais similares em termos de biomassa nos covos para captura de saramunete, no litoral sul de Pernambuco. Fonte: IMAT.

As avaliações sugerem que essas espécies são comuns nas localidades estudadas em Pernambuco, com ocorrência conjunta, podendo indicar a formação de um grupo a partir do saramunete como espécie-núcleo de forrageamento. Espécies da família Mullidae, como o saramunete, podem atuar como engenheiros de ecossistemas alóctones através de seu vigoroso comportamento de forrageamento com os barbilhões, cuja agitação de sedimentos e partículas de detritos associadas são lançadas na coluna d'água. Essa espécie desempenha um papel-chave na formação de associações multi-específicas de forrageamento, como espécie-núcleo que são seguidas por diversas outras espécies (Marques & Barreiros 2015) como lutjanídeos (ariocós), haemulídeos (xiras) e holocentrídeos (mariquitas)

identificados no presente estudo. As populações da espécie saramunete, além de sofrerem impactos da pesca artesanal (Lessa & Nóbrega, 2000), também sofrem outras interferências antrópicas como poluição e degradação de habitats costeiros que podem provocar grandes alterações no seu ciclo de vida e suas áreas de distribuição (Uiblein, 2007). Devido à grande variação das associações multi-específicas de forrageamento com essa espécie, esta pode ser utilizada como uma forte indicadora para avaliar tanto a pressão da pesca quanto os impactos antrópicos da região costeira sobre as comunidades de peixes recifais associadas.

O saramunete *Pseudupeneus maculatus* ocorre em águas rasas, raramente superiores a 40 m. Costuma alimentar-se fuçando a areia, sendo comumente seguida por outras espécies, como lutjanídeos (vermelhos), scarídeos (bobós) e carangídeos (xaréis), que se alimentam de crustáceos e peixes não consumidos pelo saramunete (Carpenter, 2002). O ariocó *Lutjanus synagris*, espécie frequentemente capturada junto com o saramunete, é usualmente encontrada sobre uma variedade de tipos de fundo, mas principalmente próximo a recifes e áreas arenosas com vegetação. As xiras e a biquara, que também são muito comuns na pesca com armadilhas, costumam formar grandes cardumes, sendo comumente encontradas em associação com outros peixes recifais, ambiente nos quais predominam explorando diversos habitats até a profundidades de 40 m (Courtenay & Sahlman, 1978).

12.8. CONSIDERAÇÕES FINAIS À GESTÃO DOS DESCARTES DA PESCA COM COVOS

O *status* de conservação das espécies brasileiras tem indicado várias espécies de peixes ameaçadas que têm sido amplamente explotadas em ambientes recifais. Avaliações recentes realizadas pelo ICMBio⁵ indicam 475 táxons de espécies de peixes e invertebrados aquáticos ameaçados conforme Portaria nº 445/2014⁶. Dentre as espécies listadas, cerca de 90 espécies de peixes marinhos encontram-se nessas categorias. Das espécies registradas nas pescarias com

5 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

6 Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos”. Ministério do Meio Ambiente.

covos em Pernambuco, duas espécies encontram-se ameaçadas de sobreexploração, segundo a Instrução Normativa nº 5/2004⁷: a cioba, *L. analis*, e o sirigado, *M. bonaci*; e pela Portaria no. 445/2014, três espécies encontram-se na categoria de vulneráveis: *M. bonaci*; o bobó, *S. axillare*; e o budião, *S. frondosum*.

Por mais seletivo que seja um petrecho de pesca, é sabido que a composição das capturas é altamente dependente do ecossistema em que atua, sendo condicionando a diversidade e abundância de espécies da biota associada. Nas capturas realizadas pela pesca artesanal no Estado de Pernambuco ocorre uma grande diversidade de espécies que torna importante identificar e relacionar aspectos da biologia das espécies (ex. reprodução e crescimento), com os parâmetros oceanográficos (ex. fatores bióticos e abióticos) e com a pesca (ex. seletividade das artes e estratégias de pesca). Entretanto, para adequadamente administrar a pesca, não é suficiente o conhecimento sobre o recurso pesqueiro, mas principalmente conhecer o pescador e as características socioeconômicas das comunidades envolvidas na cadeia produtiva da atividade e sobre a realidade local.

Estudos pretéritos e a experiência adquirida na costa pernambucana mostram que, para se avaliar o impacto da pesca na fauna acompanhante, os pesquisadores necessitam, obrigatoriamente, da colaboração dos pescadores, pois muitas espécies são descartadas no momento da captura (Fonteles-Filho, 1989). Os peixes devolvidos ao mar têm sua chance de sobrevivência em risco pois, na maioria das vezes, estão debilitados devido ao estresse do processo de pesca e à decompressão causada pelo rápido recolhimento do covo à superfície. O descarte ocorre porque os pescadores não querem perder espaço de estocagem no barco com um pescado que possui um baixo valor comercial (Fonteles-Filho, 1989).

As capturas acessórias, ou fauna acompanhante, são consideradas parte da pesca ilegal, não declarada e não regulamentada. É, provavelmente, um dos problemas mais importantes enfrentados pela indústria pesqueira global atualmente (Duarte, Manjarrés & Escobar, 2009), ou seja, uma das questões mais importantes levantadas e que afetam a gestão das pescas hoje em dia. O maior desafio é que, de acordo com Alverson, Freeberg, Murawski & Pope (1994), os dados relatados sobre

7 Instrução Normativa nº 5 de maio de 2004. Reconhecer como espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração, os invertebrados aquáticos e peixes, constantes dos anexos a esta Instrução Normativa. Ministério do Meio Ambiente.

as capturas da fauna acompanhante e o descarte na pesca para várias regiões diferem de pescaria para pescaria. Por outro lado, os desafios permanecem extremos quando se observa que o principal objetivo da gestão pesqueira, em muitos países, ainda é o de maximizar as capturas, independentemente da composição das capturas e da diversidade de espécies, o que torna difícil a identificação da fauna acompanhante.

Ainda mais preocupantes são os descartes, pois milhões de toneladas de proteína são despejadas de volta nos oceanos, e os desperdícios de vidas animais são muitas vezes condenados por razões morais. Fauna acompanhante e descarte, para os *economistas*, geram custos adicionais, sem afetar as receitas, e podem prejudicar a rentabilidade; para os *pescadores*, provocam conflitos entre diferentes pescarias e são eles, os pescadores, que ficam com a imagem pública afetada; geram *regulamentos* e limitações na utilização dos recursos; e, frequentemente, tem efeitos negativos sobre os recursos capturados através da mortalidade de indivíduos juvenis e abaixo do tamanho mínimo permitido das espécies-alvo, antes que atinjam o tamanho ideal do ponto de vista de *rendimento futuro* (Hall, Alverson & Metuzals, 2000).

Medidas para reduzir o descarte envolvem várias etapas como: identificação dos problemas (ex. observador a bordo), desenvolvimento de soluções tecnológicas dos problemas identificados, testes experimentais de possíveis soluções, implementação de soluções na indústria pesqueira e por fim ganhar aceitação de soluções para os grupos e partes interessadas (Kennelly & Broadhurst, 2002). Nesse contexto, pesquisas e ações educativas também devem ser tomadas para garantir o melhor aproveitamento dos recursos pesqueiros. Essas medidas de redução do descarte devem se pautar por estudos sobre a seletividade do petrecho, no sentido de diminuir, ao máximo, a fauna acompanhante, além daquelas relacionadas ao ordenamento pesqueiro, como as temporadas de pesca e as zonas de proibição (ex. áreas de reprodução e criadouros) e a proibição das capturas de espécies protegidas ou em perigo de extinção, a exemplo dos mamíferos aquáticos e das tartarugas marinhas. Ademais de medidas que reforcem a seletividade e a diminuição dos impactos dos petrechos de pesca no ambiente natural, outro aspecto relevante na redução dos desperdícios está relacionado ao manuseio do pescado, tanto a bordo quanto nos desembarques.

A título de exemplo de soluções para a redução dos descartes, experimentos sugerem que o uso do magnetismo pode selecionar as espécies alvos, como o saramunete, a xira branca e o ariocó, que são atraídas por campos magnéticos colocados em covos e podem trazer resultados positivos e diminuir a captura acidental de espécies não desejadas (Gonçalves, 2009). Outra estratégia para reduzir a captura incidental é a introdução de dispositivos de exclusão ou escape de fauna acompanhante, como aberturas retangulares nas laterais das armadilhas (Figura 12.13). Essas aberturas permitem que os espécimes jovens e as espécies de corpo lateralmente comprimido (com menor valor comercial) possam escapar. Esse tipo de covo pode reduzir a captura incidental em até 80%, sem reduzir a quantidade, aumentando o tamanho e valor das espécies alvo (Johnson, 2010). Essas estratégias, obviamente, devem levar em consideração não apenas a espécie alvo do ponto de vista do mercado, mas os agrupamentos entre espécies e os impactos na biota associada.

Além das medidas relacionadas à seletividade, demonstradas acima, é oportuno destacar a importância da realização de trabalhos de conscientização junto aos pescadores, tanto na utilização das boas práticas de pesca e manuseio do pescado, quanto àquelas relacionadas ao manejo pesqueiro e educação ambiental. As boas práticas de pesca requerem mudanças nos conhecimentos empíricos sobre

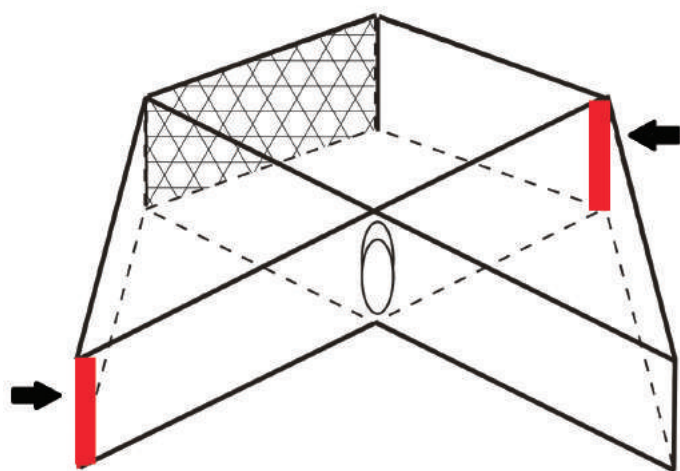


Figura 12.13 – Covo com dispositivos de escape (indicados em vermelho). Ilustração: Sidney Vieira.

os procedimentos normalmente utilizados nas operações de pesca, passados entre gerações. O rápido recolhimento desta arte de pesca é um impacto causador de problemas de descompressão nos peixes, com rompimento da bexiga natatória. Portanto, o enfoque em ações para minimizar os impactos dessa pesca nos estoques de peixes recifais poderá ser a diminuição da velocidade de recolhimento do covo. Neste caso, os exemplares que compõem a fauna acompanhante poderiam ser devolvidos ao mar sem danos físicos maiores, com um possível aumento da taxa de sobrevivência. Entretanto, a viabilidade dessa estratégia deverá ser testada em campo.

O manejo pesqueiro deve ser utilizado para a manutenção dos índices de abundância dos estoques de peixes e, conseqüentemente, o equilíbrio ecossistêmico. Muitas vezes é observado o declínio na abundância de determinada espécie e esta redução pode estar relacionada a um impacto da pesca ou degradação do seu habitat. Portanto, a criação e ampliação de áreas marinhas protegidas (AMP), com enfoque em áreas de exclusão de pesca, é uma medida de manejo e gestão pesqueira que pode trazer resultados positivos para a sustentabilidade desses estoques de peixes explorados e para a atividade de pesca, uma vez que existe uma vasta literatura comprovando a eficiência desta ferramenta de manejo (Sumaila, Guénette, Alder & Chuenpagdee, 2000). É sabido que as AMPs promovem um incremento na abundância das espécies e na qualidade dos habitats, contribuindo para a manutenção de áreas de pesca no entorno da área protegida, através da migração de peixes e outros organismos, pois funcionam como exportadores de biomassa (Russ & Alcala, 1996; Ferreira & Maida, 2006).

Reforça-se, portanto, que a tendência na pesca de covos, que é artesanal e em pequena escala, deve ser o completo aproveitamento dos peixes capturados, deixando de ser este petrecho seletivo para uma ou poucas espécies. Entretanto, tendências de consumo do mercado devem ser observadas, que pressupõe manter uma oferta regular de pescado, bem como a pressão dos pescadores para aumentar os preços na 1ª comercialização e cobrir os custos das operações de pesca. O cenário atual de exploração das espécies de peixes recifais no litoral de Pernambuco mostra que é necessário a elaboração de propostas de proteção e ordenamento da pesca com covos a fim de aumentar a reposição dos estoques pesqueiros nos ecossistemas recifais e garantir uma exploração pesqueira sustentável em curto, médio e longo prazos.

Referências Bibliográficas

- Alverson, D.L.; Freeberg, M.H.; Murawski, S.A. & Pope, J.G. (1994). A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper 339. Rome, FAO. 235 p.
- Aragão, J.A.N. (2013). Pesca de Lagostas no Brasil: Monitorar Para Ordenar. *Bol. Téc. Cient. CEPENE*, Tamandaré - PE - v. 19, n. 1, p. 103-106.
- Brasil, (2006). Programa REVIZEE: avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na zona econômica exclusiva: relatório executivo, Secretaria de Qualidade Ambiental, Ministério do Meio Ambiente. Brasília.
- Campos, C.E.C. & Oliveira, J.E.L. (2001). Caracterização biométrica e merística do saramunete, *Pseudupeneus maculatus* (Osteichthys: Mullidae), em Ponta de Pedras, Pernambuco. *Boletim do Instituto de Pesca* 27 (2): 185-189.
- Carpenter, K.E. (2002). *The living marine resources of the Western Central Atlantic* (Vol. 3). Rome, FAO.
- Carvalho-Filho, A. (1999) *Peixes: costa brasileira*. São Paulo, Editora Metro. 3ª ed., 320 p.
- Courtenay, W.R. & H.F. Sahlman, (1978). Pomadasyidae. In W. Fischer (ed.) *FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31)*, Volume 4. FAO, Rome.
- Cunha, F.E.A.; Carvalho, R.A.A. & Araújo, M.E. (2012). Exportation of reef fish for human consumption: long-term analysis using data from Rio Grande do Norte, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(4):369-378.
- Duarte, L.O.; Manjarrés, L. & Escobar, F. (2009) Bottom Trawl Bycatch Assessment of the Shrimp Fishery in the Caribbean Sea off Colombia. *Proceedings of the 62nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute (GCFI)*, Cumana, Venezuela, p. 114-119.
- FAO (1996). *Technical Consultation on Reduction of Wastage in Fisheries*. Tokyo, 28 October–1 November 1996. FAO Fisheries Report No. 547. Rome.
- FAO (2011). *International Guidelines on Bycatch Management and Reduction of Discards*. Rome, FAO, 73 p.
- Feitosa, C.V., Ferreira, B.P. & Araújo, M.E. (2008) A rapid new method for assessing sustainability of ornamental fish by-catch from coral reefs. *Marine and Freshwater Research* v.59, p.1092-1100.
-

- Ferreira, B.P., & Maida, M. (2006). *Monitoramento dos recifes de coral do Brasil*. MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas.
- Fonteles-Filho, A.A. (1989). *Recursos Pesqueiros: Biologia e Dinâmica Populacional*. Fortaleza: Imprensa Oficial do Ceará, xv, 296p.
- Gonçalves, C.G.B. (2009). Influência do campo magnético artificial sobre o comportamento do camarão *Litopenaeus Vannamei* (Penaidae) e a captura de peixes na pesca com covos. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 69 p.
- Hall, M.A.; Alverson, D.L. & Metuzals, K.I. (2000). By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 41, Nos. 1-6, pp. 204-219, 2000.
- Ibama (2008). Monitoramento da Atividade Pesqueira no Litoral Nordeste – Projeto Estatpesca. Convênio SEAP/IBAMA/PROZEE 060/2006.
- Ivo, C.T.C.; de Vasconcelos, J.A., & Osório, F.M. (2010) Pesca de peixes com covos no estado do Rio Grande do Norte. *Boletim Técnico Científico do CEPENE. Tamandaré*, v. 18, n. 1, p. 75-85.
- Jales, M.; Feitosa, C.; Koenig, F.A.; Bastos, M.L. & Machado, R.C.A. (2012). O ecossistema recifal de Serrambi (nordeste do brasil): biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos. *Atlantica*, Rio Grande, 34(2) 87-102.
- Johnson, A.E. (2010). Reducing bycatch in coral reef trap fisheries: escape gaps as a step towards sustainability. *Mar Ecol Prog Ser*, 415: 201-209.
- Kelleher, K. (2005). Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Techn. Paper 470. Rome, FAO. 131 p.
- Kennelly, S.J. & Broadhurst, M.K. (2002). By-catch begone: changes in the philosophy of fishing technology. *Fish and Fisheries*, 3(4), 340-355.
- Lessa, R. & Nóbrega, M. (2000). Guia de identificação de peixes marinhos da Região Nordeste. *Relatório de Dinâmica de Populações e Avaliação de Estoques – REVIZEE*. UFRPE.
- Machado, A.; Rocha, F.; Gomes, C. & Dias, J. (2007). Distribution and composition of suspended particulate matter in Guadiana estuary (Southwestern Iberian Peninsula). *Journal of Coastal Research*, Special Issue 50 SI 50 p. 1040 – 1045.

-
- Mahon, R. & Hunte, W (2001). Trap mesh selectivity and the management of reef fishes. *Fish and Fisheries* 2:356– 375.
- Marques, S. & Ferreira, B. P. (2010). Sexual development and reproductive pattern of the Mutton hamlet *Alphestes afer* (Teleostei: Epinephelidae): a dyandric hermaphroditic reef fish. *Neotropical Ichthyology* 9(3), 547-558. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011005000026>.
- Marques, S. & Barreiros, J. P. (2015). Opportunistic feeding behavior of *Diplodus argenteus* (Perciformes, Sparidae): human-fish interaction in two rocky reefs from SE and S Brazil. *PANAMJAS* 10(1): 80-83.
- Mattos, S.M.G. (2004). *A bioeconomic analysis of the coastal fishery of Pernambuco State, Northeastern Brazil*. Ph.D. Tesis, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.
- Oliveira, J. E. L., Vasconcelos, J. A., & Rey, H. (1993). A problemática da pesca de lagostas no nordeste do Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE. Tamandaré*, 1(1), 187-210.
- Pauly, D., Christensen, V. Dalsgaard, J. Froese. R. & Torres Jr, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science* , 279:860-863.
- Pereira, P. H. C.; Barros, B.; Zemoi, R.; Ferreira, B. P. (2014). Ontogenetic diet changes and food partitioning of *Haemulon* spp. coral reef fishes, with a review of the genus diet. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 25, p. 245-260.
- Quinn, N. J. & Kojis, B. L. (1981). The lack of changes in nocturnal estuarine fish assemblages between new and full moon phases in Serpentine Creek Queensland. *Env. Biol. Fish.*, 6 (2): 213 - 218.
- Randall, J. E. (1967). Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr.* Miami 5:665-847.
- Ribeiro, F. P. (2004). Composição da biocenose e abundância relativa de peixes capturados com covos nos estados do Rio Grande do Norte e Pernambuco (Brasil). *Boletim Técnico Científico do CEPENE* v.12, p.113-118, 2004.
- Rocha, L. A.; Rosa, I. L. & Rosa, R. S. (1998). Peixes recifais da costa da Paraíba, Brasil. *Rev. Bras. Zool* , v.15, p.553- 566.
- Rooker, J. R. & Dennis, G. D. (1991). Diel, Lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off Southwestern Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, 49 (3): 684 – 698.
-

- Russ, G. R., & Alcala, A. C. (1996). Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132, 1-9.
- Santana, F. M.; Lessa, R. P. & Nóbrega, M.F. (2004). *Pseudopenaeus maculatus*. In: Lessa, R.P.; Nóbrega, M.F.E.; Bezerra Jr., J.L. (Eds.) Dinâmica de populações e avaliação de estoques dos recursos pesqueiros da Região Nordeste. *Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva (REVIZEE)*, Subcomitê Região Nordeste (SCORE-NE). Relatório Síntese. Recife. Vol. II. p. 191-201.
- Santana, F. M.; Lessa, R. & Nóbrega, M. F. (2009) Outras espécies. In: Lessa, R.; Nóbrega, M. F.; Bezerra, J. L. *Dinâmica de populações e avaliação dos estoques dos recursos pesqueiros da região nordeste*. Fortaleza: Editora Martins & Cordeiro, p. 235-246.
- Sierra, L.M.; Claro, R & Popova, O. A. (1994). Alimentacion y relaciones tróficas. p. 263-284. In Rodolfo Claro (ed.) *Ecología de los Peces Marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba e Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico.
- Sumaila, U. R., Guénette, S., Alder, J., & Chuenpagdee, R. (2000). Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of marine Science*, 57(3), 752-760.
- Tudela, S. (2004). *Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats*. FAO, n. 74.
- Uiblein F. (2007). Goatfishes (Mullidae) as indicators in tropical and temperate coastal habitat monitoring and management. *Marine Biology Research* 3:265-288.
- Vieira, J. P.; Castello, J. P. & Pereira, L. E. (1998). Ictiofauna. In Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. P. (eds.) Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil . Rio Grande, *Ecscientia*. p.60-68.
- Ziegler, F., Emanuelsson, A., Eichelsheim, J. L., Flysjö, A., Ndiaye, V., & Thrane, M. (2011). Extended life cycle assessment of southern pink shrimp products originating in Senegalese artisanal and industrial fisheries for export to Europe. *Journal of Industrial Ecology*, 15(4), 527-538.

CAPÍTULO 13

Fiscalização da pesca artesanal em Tamandaré.

Foto: Pedro C. Pereira.



UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E A ICTIOFAUNA

Maria Danise de Oliveira Alves, Nicole Malinconico, Paulo Wanderley de Melo, Adriane Mendes Vieira Mota, Siglia Karine de Souza Barbosa e Manoel Alexandre Barboza Pedrosa

13.1. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COSTEIRAS E MARINHAS

As Unidades de Conservação (UCs) surgiram como ferramentas para a conservação da biodiversidade, visando reverter a perda gradativa da diversidade genética, das espécies e dos ecossistemas (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2008). Historicamente, a maioria dessas unidades tinha como função a proteção de espécies carismáticas, ambientes continentais paisagísticos ou recursos dulcícolas para o abastecimento de água aos espaços urbanos e agrícolas (Medeiros, Young, Pavese & Araújo, 2011; Sobczak, Valduga, Restelho & Cardoso, 2013). O início da implantação de Áreas Protegidas (APs) ocorreu há centenas de anos, porém, a primeira AP da era moderna foi criada em 1872, o Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos (Vila-Nova & Ferreira, 2016). A partir disso, a preocupação de cientistas e conservacionistas passou a ser concentrada principalmente nos ecossistemas terrestres (MMA, 2010).

Os ecossistemas marinhos e seus organismos passaram a ser protegidos apenas no início do século 20, com a criação das primeiras áreas marinhas protegidas (AMPs) (Machumu & Yakupitiyage, 2013; Vila-Nova & Ferreira, 2016). A essa altura intensificavam-se os impactos decorrentes da ação humana sobre o planeta e, principalmente, sobre os oceanos, como perda de habitat, disseminação de espécies invasoras, contaminação das águas, sobreexploração dos recursos pesqueiros e mudanças climáticas (Wilkinson, 2004; Reuchlin-Hughenoltz & McKenzie, 2015). A partir da década de 1980, essas unidades e seus impactos passaram a ficar mundialmente em evidência, a partir de esforços de pesquisadores e membros da comunidade conservacionista que alertaram governos e a opinião pública mundial sobre esses problemas (MMA, 2010).

As AMPs tem recebido mais atenção nos dias atuais devido à sua importância para gerenciar, conservar e reestabelecer os recursos marinhos (Mora & Sale, 2011; Watson *et al.*, 2014), além de intensificar a economia local (Watson *et al.*, 2014; Reuchlin-Hugenholtz & McKenzie, 2015). Isso é endossado através do aumento do número de AMPs e da sua expansão no mundo nos últimos 10 anos. Com o crescimento de cerca de 3% em 2006 até os mais de 14% em 2016 (somando-se áreas oceânicas internacionais com as costeiras sob jurisdição nacional) (UNEP-WCMC & IUCN, 2016).

A ictiofauna representa um dos mais importantes grupos das AMPs para a conservação e gestão pesqueira, recebendo ações como a implantação de áreas de exclusão de pesca e mergulhos recreativos (Halpern, 2003; Edgar *et al.*, 2014; Badalamenti *et al.*, 2000). Desta forma, são protegidos os habitats das espécies sensíveis à ação humana negativa, garantindo, principalmente, uma pesca sustentável e a proteção dos ecossistemas marinhos (NOAA, 2011).

13.2. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COSTEIRAS E MARINHAS NO BRASIL

No Brasil, as AMPs são chamadas de UCs Costeiras e Marinhas, compreendidas desde o Mar Territorial até o final da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) do país. Estas foram favorecidas pelos avanços na legislação e na política ambiental por meio do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC, 2000). A Lei do SNUC possibilitou uma padronização e organização das modalidades de manejo ambiental, dividindo-as em dois grupos, segundo o uso dos recursos: (1) Uso Sustentável: uso direto, onde os recursos podem ser retirados diretamente do ambiente pela população, de forma sustentável e aliado à conservação da natureza; (2) Proteção Integral: uso indireto, na qual os recursos só podem ser usados de forma indireta, como através de fotografias e mergulhos recreativos (Tabela 13.1).

O estabelecimento de UCs Costeiras e Marinhas no Brasil teve um começo tardio (Araújo & Bernard, 2016), com um intervalo de mais de 40 anos na criação da primeira área protegida continental (Parque Nacional de Itatiaia, no Rio de Janeiro), em 1937, para a primeira marinha (Reserva Biológica do Atol das Rocas – Rio Grande do Norte), em 1979 (Vila-Nova & Ferreira, 2016). Este fato reflete, muitas vezes, à dificuldade logística de acesso ao ambiente marinho por pesquisadores e pela fiscalização ambiental, embora, muitas regiões costeiras sejam usufruídas

Tabela 13.1 – Categorias das Unidades de Conservação Brasileiras, conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), quanto às ações humanas permitidas (P).

CATEGORIAS		ÁREAS PARTICULARES	TURISMO ECOLÓGICO	EXPLORAÇÃO DOS RECURSOS
Proteção Integral	Estação Ecológica (ESEC)			
	Reserva Biológica (REBIO)			
	Parques Nacionais (PN)		P	
	Monumento Natural (MN)	P	P	
	Refúgio da Vida Silvestre (REVIS)	P	P	
Uso Sustentável	Área de Proteção Ambiental (APA)	P	P	P
	Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE)	P	P	P
	Floresta Nacional (FLONA)	P	P	P
	Reserva extrativista (RESEX)		P	P
	Reserva de Fauna		P	P
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS)		P	P
	Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN)	P	P	P

intensamente pela comunidade local (IUCN, 1999). Por isso, os benefícios das AMPs tendem a aumentar quando estas são geograficamente maiores e isoladas, com restrição à pesca e longo tempo de atuação (SeaStates, 2016; Edgar *et al.*, 2014). Na década de 80, o fator isolamento, observado principalmente em ambientes insulares, foi bastante considerado na implantação de UCs costeiras e marinhas de proteção integral no país, totalizando, naquele período, metade das UCs criadas.

O Brasil possui atualmente 2.071 Unidades cadastradas no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação, que compreende cerca de 1,547 milhão de km² do território nacional. As áreas continentais protegidas totalizam 17,5%, do país, e apenas 1,51% são marinhas (3.555.796 km²). Destas, 1,4% é de Uso Sustentável e somente 0,11% de Proteção Integral, destacando-se as Áreas de Proteção Ambiental, com 67 cadastros e 44.394 km² de área (Tabela 13.2). Segundo o Ministério do Meio Ambiente, as zonas costeiras e marinhas possuem uma alta demanda

Tabela 13.2 – Unidades de Conservação Brasileiras do Bioma Marinho categorizadas pelos tipos de Proteção Integral e Uso Sustentável, além de sobreposições entre as UCs. Fonte: adaptada de CNUC/MMA – www.mma.gov.br/cadastro_uc

	CATEGORIAS	Nº	ÁREA (KM2)
Proteção Integral	Estação Ecológica (ESEC)	9	172
	Reserva Biológica (REBIO)	8	559
	Parques Nacionais (PN)	41	3.907
	Monumento Natural (MN)	4	1
	Refúgio da Vida Silvestre (REVIS)	8	859
Uso Sustentável	Área de Proteção Ambiental (APA)	67	44.394
	Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE)	6	3
	Floresta Nacional (FLONA)	0	0
	Reserva extrativista (RESEX)	21	5.248
	Reserva de Fauna	0	0
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS)	4	56
	Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN)	1	0
Área de UC considerando sobreposições	Proteção Integral (PI)	-	5.376
	Uso Sustentável (US)	-	48.038
	Sobreposição PI e US	-	122
	Total de UCs Marinhas	-	53.536

conservacionista, devendo obter um maior empenho das instituições públicas (comissão de meio ambiente e desenvolvimento sustentável, 2017).

13.3. A ICTIOFAUNA NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COSTEIRAS E MARINHAS DE PERNAMBUCO

No estado de Pernambuco existem atualmente 21 UCs costeiras e marinhas (Tabela 13.3), todas de uso sustentável, descritas e divulgadas no Sistema de Informação Geoambiental de Pernambuco (Caburé - CPRH), no portal do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e nos órgãos públicos responsáveis. Dessas, 17 são de responsabilidade administrativa do estado.

Tabela 13.3 – Unidades de Conservação Costeiras e Marinhas de Pernambuco e suas características de acordo com o Sistema de Informações Geoambientais de Pernambuco (Caburé-CPRH), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e gestores responsáveis.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO		ESFERA ADMINISTRATIVA	ANO DE CRIAÇÃO	DIPLOMA LEGAL
Norte	APA de Santa Cruz	Estadual	2008	Decreto nº 32.488/08
	APA Estuário do Canal de Santa Cruz	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	APA Estuário do Rio Itapessoca	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	APA Estuário do Rio Jaguaribe	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	APA Estuário do Rio Timbó	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	APA Estuário dos Rios Goiana e Megaó	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	RESEX Acaú-Goiana	Federal	2007	Decreto s/n 26 set 2007
Central	APA Estuarina do Rio Beberibe	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	APA Estuarina do Rio Capibaribe	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	APA Estuário dos Rios Jaboatão e Pirapama	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	APA Estuarina do Rio Paratibe	Estadual	1986	Lei Nº 9.931/86
	ARIE Mangue de Santa Tereza	Municipal	NI	NI
Sul	APA Costa dos Corais	Federal	1997	Decreto s/nº de 23 out de 1997
	APA de Guadalupe	Estadual	1999	Decreto nº 19.635/98
	APA de Sirinhaém	Estadual	1998	Decreto nº 21.229/98
	APA Estuário do Rio Carro Quebrado	Estadual	1986	Lei nº 9.931/86
	APA Estuário do Rio Formoso	Estadual	1986	Lei nº 9.931/86
	APA Estuário do Rio Una	Estadual	1986	Lei nº 9.931/86
	APA Estuário dos Rios Sirinhaém e Maracaípe	Estadual	1986	Lei nº 9.931/86
	ARIE Ipojuca-Merepe	Estadual	2014	Decreto nº 41.405/14
	Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré	Municipal	2003	Decreto nº13/2003

Legenda: (NI) não informado; (NC) não citado pelos diplomas legais das UCs; (C) citado pelos diplomas legais das UCs (unidades de conservação).

DOCUMENTOS	CONSELHO GESTOR	ZONEAMENTO	ECOSSISTEMA(S)	ICTIOFAUNA
Plano de Manejo	Presente	Presente	Mata Atlântica/Marinho	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Mata Atlântica/ Manguezal	NC
Lei/Diário Oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário Oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário Oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Decreto	Ausente	Ausente	Marinho/Costeiro	C
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
NI	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Plano de Manejo	Presente	Presente	Marinho/Costeiro	C
Plano de Manejo	Presente	Presente	Mata Atlântica/ Manguezal/ Restinga/ Marinho	C
Decreto	Ausente	Presente	Mata Atlântica/ Manguezal/ Restinga	C
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Lei/Diário oficial	Ausente	Ausente	Manguezal	NC
Decreto	Ausente	Ausente	Mata Atlântica/ Manguezal/Restinga	NC
Plano de Manejo	Presente	Presente	Restinga/Costeiro/ Marinho	C

As primeiras UCs de Pernambuco foram criadas em 1986, a partir da Lei nº 9.931, que definiu 13 áreas estuarinas do estado como APAs, e a última em 2014, a ARIE Ipojuca-Merepe. Portanto, a maioria tem mais de 30 anos de existência, e apenas duas tem menos de 10 anos de implantação. Sabe-se que o tempo de criação de áreas marinhas protegidas é eficaz na restauração da biodiversidade e da densidade de espécies, como os peixes, sendo uma questão-chave para a gestão desse recurso (Lotze *et al.*, 2006). Estipula-se que UCs com mais de 10 anos tendem a ser mais efetivas (Claudet *et al.* 2008; Edgar, 2014), no entanto, sem um acompanhamento das tendências populacionais das espécies, a avaliação dessa efetividade não se torna clara, sendo essenciais pesquisas científicas contínuas nessas áreas.

A área média das UCs costeiras e marinhas de Pernambuco é de aproximadamente 30 mil ha. A menor delas é a APA Estuário do Rio Jaguaribe, com 212 ha, e as maiores são a APA de Guadalupe, APA Santa Cruz e APA Costa dos Corais (APACC), com mais de 35 mil ha. A APACC é considerada a maior UC marinha do Brasil, abrangendo os litorais de Alagoas e Pernambuco (aproximadamente 413.563 mil ha). A dimensão mediana das UCs marinhas era considerada pequena há algumas décadas, com até 460 ha (Wood, Fish, Laughren & Pauly, 2008), gerando um déficit de áreas protegidas no mundo. Por isso, houve um estímulo ao desenvolvimento de áreas superdimensionadas (Davidson, 2012; Pew Environmental Group, 2013). Para a ictiofauna, áreas amplas e isoladas são as que mais contribuem para o aumento da riqueza e biomassa das espécies (Edgar *et al.*, 2014). Em Pernambuco, apenas o Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré e a APACC trazem dentro de sua gestão a aplicação de área isolada e restrita, uma zona recifal de exclusão pesqueira localizada em Tamandaré, denominada Ilha da Barra (Ferreira, Maida & Cava, 2000), prevista no decreto de criação de ambas. Diferentemente, a APA de Guadalupe prevê esta proteção apenas no seu Plano de Manejo, que foi elaborado em 2011, e até o momento não foi instituído pelo órgão gestor, apesar de cobranças da sociedade.

As UCs costeiras e marinhas de Pernambuco apresentam uma acentuada ausência documental e de gestores, impossibilitando uma gestão efetiva por meio de planos de manejo, zoneamentos e conselhos (GBRMPA, 2014). Os planos de manejo e conselhos gestores existem em apenas quatro das 21 áreas protegidas

(APA de Santa Cruz, APA Costa dos Corais, APA de Guadalupe e Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré). Os planos objetivam dar diretrizes sobre o uso da área em prol da preservação e conservação do ecossistema, fornecendo informações necessárias para o manejo, como lista de ameaças, orçamento, objetivo e metas. O zoneamento, existente em apenas cinco delas, é um dos principais instrumentos de gestão que integram o plano de manejo, pois constituem instrumentos de ordenamento territorial, estabelecendo usos diferenciados para cada zona, segundo seus objetivos (Gonçalves, Fernandes & Veloso, 2009). Com ele é possível dividir a área em zonas, provendo espaços de proteção total, de recreação, pesquisa e de continuação de atividades tradicionais, visando um manejo sustentável (GBRMPA, 2014). Para o cumprimento do plano de manejo e a elaboração do zoneamento, de acordo com o previsto pelo SNUC, deve ser instituído um Conselho Consultivo, onde possa haver um intercâmbio de informações entre os gestores, pesquisadores e comunidades envolvidas com a UC. A legislação brasileira assume os Conselhos Gestores como o espaço oficial de participação da sociedade na gestão de UCs, devendo ser um espaço norteado por princípios democráticos, sendo representados pelos diversos atores da sociedade civil (Brasil, 2002). O Plano Nacional de Áreas Protegidas ressalta que a inclusão da sociedade na gestão de áreas protegidas é uma condição primordial para que estas alcancem seus objetivos (Brasil, 2006), além de ações de manejo integrado a um consistente programa científico, com indicadores de efetividade de conservação (MMA, 2011).

Uma análise espacial das 18 UCs, que apresentam seus limites geográficos estabelecidos, mostra que a maioria delas se encontra no litoral sul (nove) (Figura 13.1). Um total de 10 UCs possuem áreas com sobreposição e, consequentemente, apresentam jurisdição de diferentes entidades governamentais. Esta conformação espacial pode gerar benefícios ou conflitos. Unidades de diferentes categorias e esferas administrativas, quando sobrepostas, podem aliar as ações de conservação e gestão. Este é o caso da região de sobreposição entre a APA Federal Costa dos Corais, a APA Estadual de Guadalupe e o Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré. No entanto, se compostas pela mesma categoria e esfera, não há justificativa para criação de espaços protegidos com os mesmos conceitos e regras, porém de diferentes gestores. Este é o exemplo das APAs estuarinas criadas pela Lei Estadual 9.931/86 (Tabela 13.3), que carecem de nova descrição ou revogação

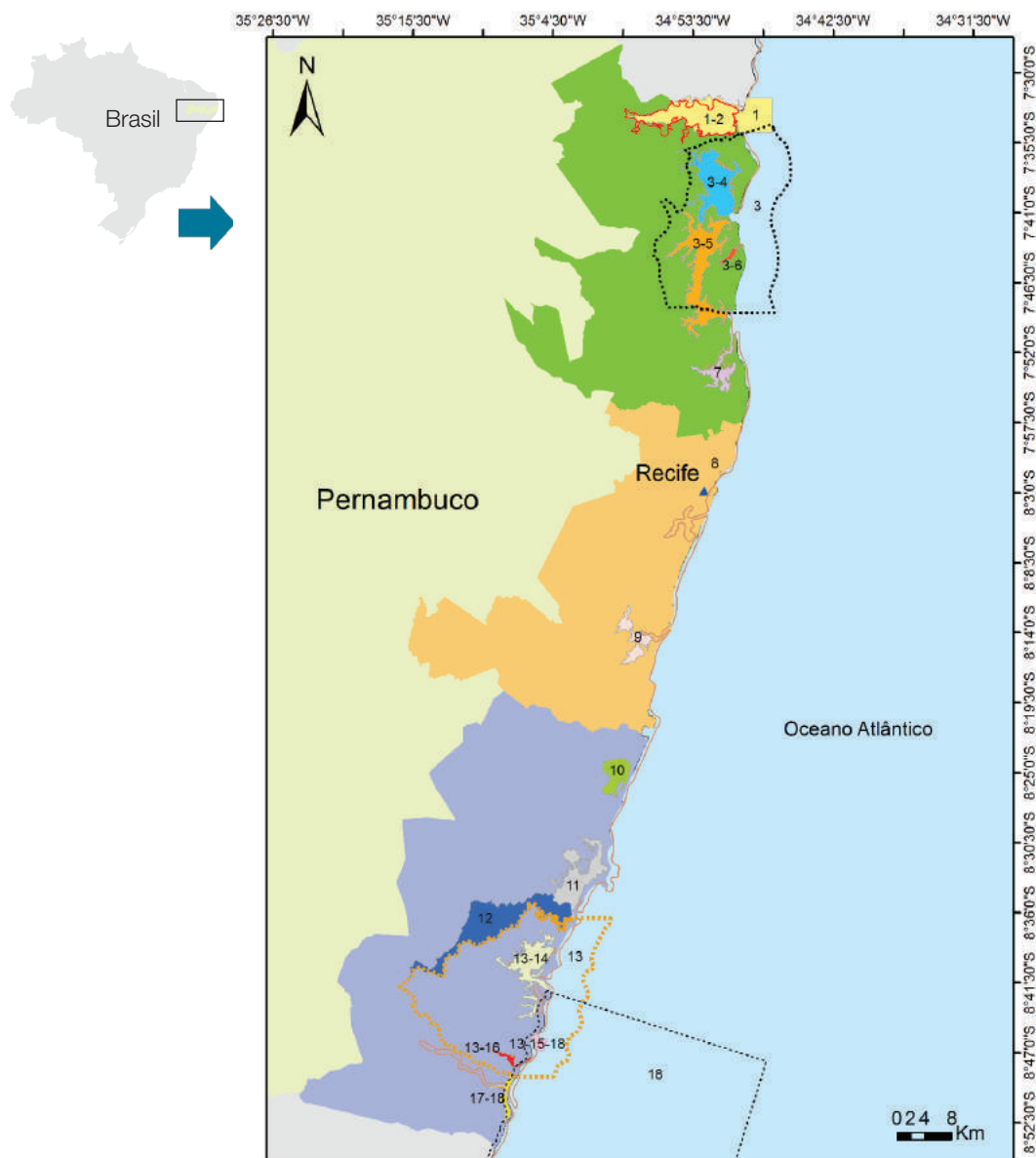


Figura 13.1 – Unidades de Conservação costeira e marinha de Pernambuco, localizadas no litoral **norte** (polígono verde), **central** (polígono laranja) e **sul** (polígono azul). 1- RESEX Acaú-Goiana (polígono amarelo); 1-2: sobreposta à APA Estuário do Rio Goiana e Megaó (linha vermelha); 3: APA de Santa Cruz (linha tracejada preta); 3-4: sobreposta à APA Estuário do Rio Itapessoca (polígono azul); 3-5: sobreposta à APA Estuário do Canal de Santa Cruz (polígono laranja); 3-6: sobreposta à APA Estuário do Rio Jaguaribe (polígono vermelho); 7: APA Estuário do Rio Timbó (polígono lilás); 8: ARIE Mangue de Santa Tereza (polígono verde); 9: APA Estuário dos Rios Jaboatão e Pirapama (polígono rosa); 10: ARIE Ipojuca-Merepe (polígono verde); 11: APA Estuário dos Rios Sirinhaém e Maracaípe (polígono cinza); 12: APA de Sirinhaém (polígono azul); 13: APA de Guadalupe, (linha tracejada marrom); 13-14: sobreposta com a APA Estuário do Rio Formoso (polígono verde); 13-15-18: sobreposta ao Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré (polígono rosa) e APA Costa dos Corais (linha tracejada preta); 13-16: sobreposta à APA Estuário do Rio Carro Quebrado (polígono vermelho); 17-18: APA Estuário do Rio Una (polígono amarelo) sobreposta à APA Costa dos Corais; 18: APA Costa do Corais (limite de PE).

para se adaptarem às novas definições das leis federais e estaduais, visto que se tornaram dispositivos inconstitucionais.

Nos diplomas legais das UCs de Pernambuco, os ecossistemas mais citados pelos decretos são os manguezais (80,95%), devido principalmente à Lei Nº 9.931/86 que criou 13 unidades que priorizam esses ambientes. Segundo o parágrafo único desta Lei, tais áreas estuarinas são consideradas casos especiais de proteção, com delimitação e definição das condições para a sua utilização, por estarem inseridas dentro de uma malha urbana. Os manguezais são ambientes que permitem uma alta diversidade e abundância de peixes, principalmente de espécies marinhas na fase juvenil (Rozas & Zimmerman, 2000). A conectividade de zonas estuarinas com demais ambientes costeiros são essenciais para a dinâmica populacional de peixes, garantindo uma alta riqueza e biomassa de espécies.

A remoção de manguezais, por exemplo, pode causar um declínio da produtividade pesqueira e extinção local, sendo essencial a manutenção de corredores que conectam esta região aos prados de angiospermas marinhas e recifes de corais (Mumby *et al.* 2004). Porém, mesmo com esta importância, a ictiofauna é pouco mencionada como prioridade de conservação pelas áreas protegidas do estado (n = 5; 23,81%), sendo descrita de forma generalizada como recurso pesqueiro das comunidades locais, exceto pelo peixe-mero (Tabela 13.4). Este fato torna o direcionamento de ações e planejamentos estratégicos difíceis.

Uma análise espacial das áreas de estudo dos 164 artigos científicos publicados sobre a ictiofauna no estado de Pernambuco, entre os anos de 1960 e 2016 (Ver

Tabela 13.4 – Unidades de Conservação costeiras e marinhas de Pernambuco com objetivos conservacionistas voltados para a ictiofauna.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	OBJETIVOS CONSERVACIONISTAS PARA A ICTIOFAUNA
Resex Acaú-Goiana	Garantir a utilização e conservação de recursos da pesca
APA Costa dos Corais	Recuperar e manter os estoques pesqueiros; peixe-mero
APA de Guadalupe	Coibir a pesca predatória
APA de Sirinhaém	Desenvolver atividade pesqueira de forma sustentável
Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré	Recuperar os ambientes recifais, “mero”

Capítulo 6), evidenciou que 134 deles (81,71%) ocorreram em 10 das 18 UCs espacializadas neste estudo (Figura 13.2). Dentre elas, destacam-se a APA de Guadalupe, APA de Santa Cruz e APA Costa dos Corais, com 55, 46 e 41 artigos. Ressalta-se a ausência de pesquisas com peixes nos últimos 56 anos em oito UCs. A carência de programas científicos na maior parte do estado associada à deficiência de gestão prejudica a implementação de ações de conservação nessas áreas protegidas, podendo continuar ineficientes no seu propósito.

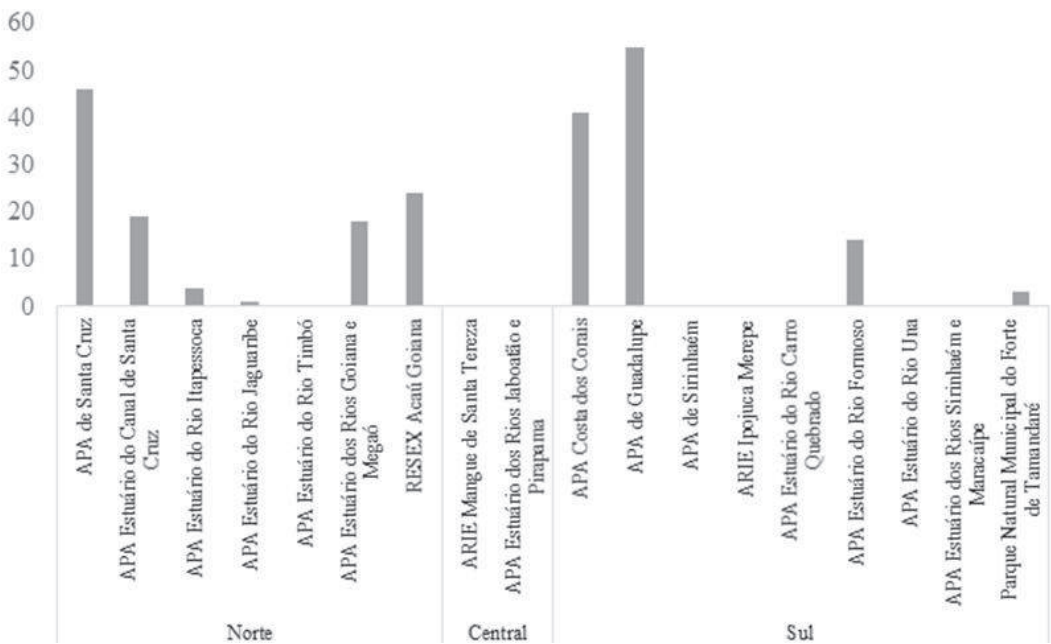


Figura 13.2 – Número de artigos científicos sobre a ictiofauna publicados em Unidades de Conservação costeira e marinha de Pernambuco, por litoral, entre os anos de 1960 e 2016.

Em Pernambuco, diversos fatores levaram ao aumento de publicações científicas sobre peixes, como o aumento de investimentos em ciência e tecnologia e a contratação de mais docentes ictiólogos nas universidades do estado (Ver Capítulo 6). A criação de UCs Costeiras e Marinhas também possibilitou o aumento desta produção, concentrando 79% dos artigos publicados. No litoral norte, o aumento das publicações tornou-se evidente a partir de 2009, ano posterior à criação das principais UCs da região, RESEX Acaú-Goiana e APA Santa Cruz. No sul, após o ano de 1999 houve uma continuidade e aumento no número de pesquisas, com a

criação anterior da APA Costa dos Corais e da APA de Guadalupe (Figuras 13.3 e 13.4). A presença de áreas protegidas numa determinada área propicia uma série de mudanças sociais, promovendo um maior interesse da comunidade científica que, conseqüentemente, contribuirá para as ações conservacionistas. Além disso, algumas unidades apresentam uma infraestrutura favorável a permanência de grupos de pesquisa, contribuindo na geração de conhecimento.

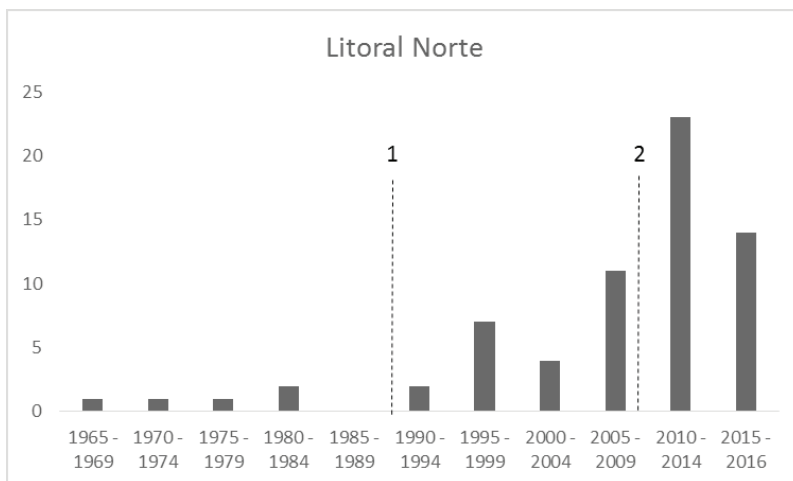


Figura 13.3 – Número de publicações no litoral norte de Pernambuco de 1965 a 2016 e o marcos de criação das principais Unidades de Conservação (1- APA Santa Cruz, 1986; 2 - Resex Acaú-Goiana, 2007).

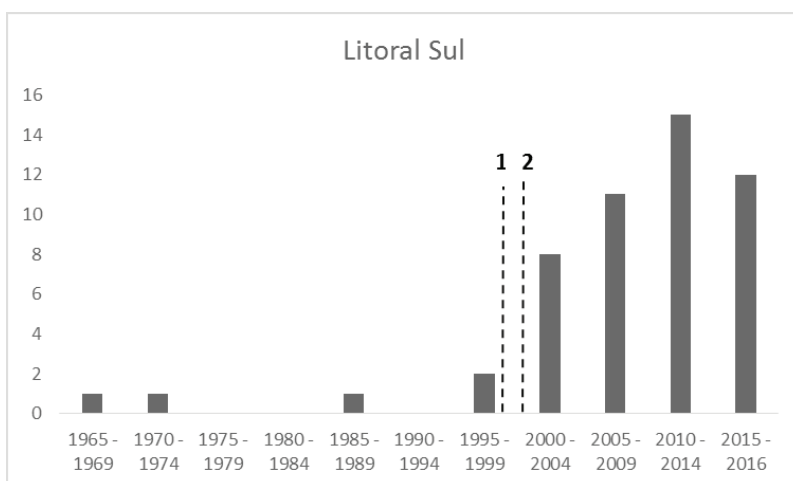


Figura 13.4 – Número de publicações no litoral sul de Pernambuco de 1965 a 2016 e o marcos de criação das principais Unidades de Conservação (1- APA Costa dos Corais, 1997; 2 – APA de Guadalupe, 1999).

Quanto aos potenciais impactos às UCs de Pernambuco, grande parte dos seus diplomas legais (leis, decretos e planos de manejo) sequer os mencionam, e quando mencionados, são elencados somente impactos antropogênicos. Os mais comumente citados são o uso desordenado do território, falta de saneamento, despejo de resíduos, turismo, desmatamento do manguezal, poluição da água por agrotóxicos, má gestão pública e poluição de empreendimentos industriais. Apenas a APA de Guadalupe e a APA Costa dos Corais evidenciam as ameaças diretas à ictiofauna, sendo elas a pesca predatória e a pesca desordenada.

Estas ações são reconhecidas como fortes agentes de mudança na saúde dos ambientes costeiros e, por isso, aparecem como alvos prioritários no planejamento de estratégias de manejo (McField & Kramer, 2007). Ressalta-se que catástrofes naturais, aumento de temperatura ou invasão de espécies exóticas não foram explicitados.

Nas pesquisas sobre a qualidade dos ambientes marinhos, comunidades de peixes são frequentemente utilizadas como parâmetro biótico de avaliação de potenciais impactos (ex.: Bruce *et al.*, 2012; Soares, Júnior, Castro & Saint-Paul, 2011). No Parque Nacional Marinho de Abrolhos, a saúde dos recifes de coral foi caracterizada usando medidas de quatro componentes ecossistêmicos, dentre eles, a biomassa de peixes (Bruce *et al.*, 2012). No entanto, para as UCs de Pernambuco, tais informações são incipientes.

Outra ferramenta a ser utilizada é a presença de espécies ameaçadas (Figura 13.5), que pode indicar as pressões ecossistêmicas e direcionar ações de conservação em áreas protegidas. No Brasil, portanto, deve ser considerada a portaria nº445 do MMA, de 17 de dezembro de 2014.

Dentre as espécies da ictiofauna brasileira, o peixe-mero (*Epinephelus itajara*) (Figura 13.6) é o mais ameaçado, sendo classificado como “criticamente ameaçado” (IUCN, 2017), por ser facilmente capturado devido ao hábito dócil, e ter crescimento lento (Bullock, Murphy, Godcharles & Mitchell, 1992). Esta espécie recebeu a proteção de uma moratória específica no Brasil em 2002 (IBAMA, portaria nº 121 de 20 de setembro de 2002), tornando-se a primeira a receber uma portaria específica que estabelece a moratória da pesca durante de cinco anos, com subseqüentes renovações. Em documentos legais de algumas UCs Marinhas e Costeiras de Pernambuco, *E. itajara* é citado como prioridade de conservação e

desde então tem recebido grande esforço científico para se conhecer mais sobre seu desenvolvimento e distribuição no estado. Há também estímulo à pesquisa participativa com a comunidade, atreladas às ações de Educação Ambiental, resultando em uma pequena recuperação populacional. Contudo, outras espécies de peixes também ameaçadas não têm recebido o mesmo esforço conservacionista pelas UCs e continuam sofrendo constantes ameaças, principalmente pela pressão da pesca e do aquarismo.

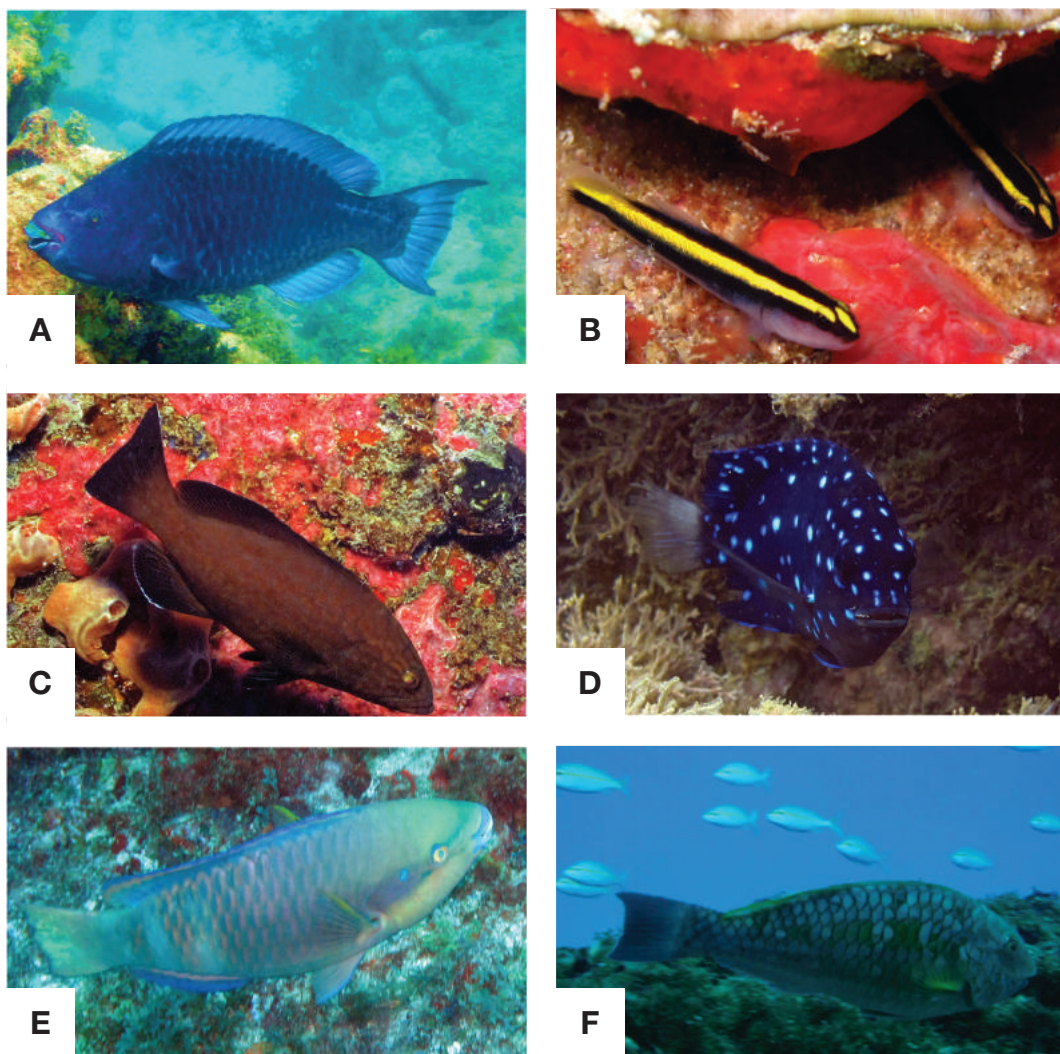


Figura 13.5 – Peixes ameaçados em Pernambuco: A – *Scarus trispinosus* (Em Perigo), B – *Elacatinus figaro* (Vulnerável), C – *Mycteroperca bonaci* (Vulnerável), D – *Microspathodon chrysurus* (Vulnerável), E – *Scarus zelindae* (Vulnerável), F – *Sparisoma axillare* (Vulnerável). Fotos: Carolina Cerqueira (A) e Daniel Lippi (B, C, D, E, F).



Figura 13.6 – Peixe Mero (*Epinephelus itajara*). Foto: Pedro C. Pereira.

13.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para a conservação de organismos e ecossistemas entende-se que é necessário que haja planejamento, ações direcionadas e subsídios para a realização de pesquisas científicas. Considerando esses fatores, após análise da situação da UCs marinhas e costeiras de Pernambuco, conclui-se que a ictiofauna da região não está sendo protegida devidamente. Observa-se que a criação dessas unidades é de fundamental importância para a evolução do processo conservacionista, e que a sua existência propicia esforços científicos para maior conhecimento das espécies. Contudo, este conhecimento não garante a proteção da ictiofauna, fazendo-se necessário um maior esforço de gestão das unidades, integrando os conhecimentos científicos com o manejo sustentável das espécies e seus habits.

Referências Bibliográficas

- Araújo, J.L.; Bernard, E. (2016) Management effectiveness of a large marine protected area in Northeastern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, v. 130, p. 43-49.
- Badalamenti F.; Ramos A.A.; Voultsiadou E.; Sanchez Lizaso J.L.; D'annna G.; Pipitone C., *et al.* (2000). Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation*. 27(2): 110-125.
- Brasil. (2002). Decreto 4.340, de 23 de agosto de 2002. Brasília, Diário Oficial.
- Brasil. (2006). Decreto 5.758, de 13 de abril de 2006. Brasília, Diário Oficial.
- Bruce, T.; Meirelles, P.M.; Garcia, G.; Paranhos, R.; Rezende, C.E.; de Moura, R.L.; *et al.* (2012) Abrolhos Bank Reef Health Evaluated by Means of Water Quality, Microbial Diversity, Benthic Cover, and Fish Biomass Data. *PLoS ONE*. 7(6): e36687.
- Bullock, L. H., M. D. Murphy, M. F. Godcharles & M. E. Mitchell. 1992. Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in the eastern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, 90: 243-249.
- Câmara dos Deputados - Detaq Com Redação Final. Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Número: 0667/17 07/06/2017.
- Claudet, J.; Osenberg, C.W.; Cecchi, L.B.; Domenici, P.; García-Charton, J.A.; Pérez-Ruzafa, *et al.* (2008). Marine reserves: size and age do matters. *Ecology Letters*. 11: 481-489.
- Davidson, L.N.K (2012). Shark sanctuaries: substance or spin? *Science*. 338: 1538 – 1539.
- Edgar, G.J.; Stuart-Smith, R.D.; Willis, T.J.; Kininmonth, S.; Bake, S.C.; Banks, S.; Barrett N.S., *et al.* (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*. 506.
- Ferreira, B.P.; Maida, M & Cava, F. (2000) Características e perspectivas para o manejo da pesca na APA Marinha Costa dos Corais. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Campo Grande. Anais: Rede Nacional Pró- Unidade de Conservação, p. 50-58.
- Gonçalves, A. R., Fernandes, C. H. V. & Veloso, V. S. (2009). *Roteiro Metodológico para Elaboração de Planos de Manejo de Florestas Nacionais*. ICMBIo/MMA. Brasília/DF.

-
- Great Barrier Reef Marine Park Authority - GBRMPA (2014). *Great Barrier Reef Region Strategic Assessment: Strategic assessment report*. Townsville.
- Halpern, B.S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. App.*13(1) Supplement S117-S137
- International Union for Conservation of Nature - IUCN (1999). Guidelines for Marine Protected Areas. *Best Practice Protected Area Guideline Series* 3.
- International Union for Conservation of Nature. IUCN (2017). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. Downloaded on 05 December 2017. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C. *et al.* (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312, 1806-1809
- Machumu, M.E. & Yakupitiyage, A. (2013). Effectiveness of marine protected areas in managing the drivers of ecosystem change: A case of Mnazi Bay Marine Park, Tanzania. *Ambio*. 42(3): p. 369-380.
- Medeiros, R., young, C.E.F., Pavese, H.B.; Araújo, F.F.S. (2011). Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional. Brasília: UNEP-WCMC. p. 44
- McField, M. & Kramer, P.R. (2007). Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region. pp. 208
- Ministério do Meio Ambiente - MMA. (2010). Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. *Secretaria de Biodiversidade e Florestas/Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros*. Brasília: MMA/SBF/GBA.
- Ministério do Meio Ambiente - MMA. (2011). Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro. / Rodrigo Medeiros, Fábio França Silva Araújo, Organizadores - Brasília. 220p
- Mora, C. & Sale, P. (2011). Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Marine Ecology Progress Series* 434: 251-266.
-

- Mumby, P.J.; Edwards, A.J., Arias-Gonzalez, J.E., Lindeman, K.C., Blackweel, P.G., Gall, A., *et al.* (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*. 427 (6974). Pp. 533-536. ISSN 0028-0836.
- NOAA (2011). Marine Protected Areas and Recreational Fishing. *Office of Ocean and Coastal Resource Management*. NOAA Ocean Service, 1305 East West Hwy (N/ORM), Silver Spring, MD 20910.
- Pew Environmental Group (2013). Enforcing the laws of shark sanctuaries. Acessado em 10 de março de 2017 em <http://www.pewtrusts.org/en/research-and-analysis/analysis/2013/02/05/enforcing-laws-of-the-worlds-shark-sanctuaries>
- Reuchlin-Hugenholtz, E. & McKenzie, E. (2015). Marine protected areas: Smart investments in ocean health. *WWF*.
- Rozas, L.P. & R.J. Zimmerman. (2000). Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA), *Marine Ecology Progress Series*. 193: 217-239.
- SeaStates (2016). Marine Protection in America's Ocean Areas. *Marine Conservation Institute & MPAtlas.org*.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2008). Protected Areas in Today's World: Their Values and Benefits for the Welfare of the Planet. Montreal, Technical Series.
- Soares, L.S.; Júnior, M.G.S.; Castro, A.C.L. & Saint-Paul, U. (2011). Comunidade de peixes como Indicador de Qualidade Ambiental de alguns canais de maré do estuário do Rio Paciência, São Luís - MA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*. v. 24, n. 1, p. 01-12.
- Sobczak, J.R.S., Valduga, A.T., Restello, R.M. & Cardoso, R.I. (2013). Conservation unit and water quality: the influence of environmental integrity on benthic macroinvertebrate assemblages. *Acta Limnologica Brasiliensia*.
- SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000; Ministério do Meio Ambiente
- UNEP-WCMC and IUCN (2016). Protected Planet Report 2016. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge UK and Gland, Switzerland.

-
- Vila-Nova, D.A. & Ferreira, C.E.L. (2016). Unidades de conservação marinhas no Brasil e conservação de recifes de coral. *In: C. Zilberberg et al. (Ed.). Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo* (pp.169-182). Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ.
- Watson, J.W.M.; Dudley, N.; Segan, D.B. & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*. Vol 515.
- Wilkinson, C. (2004) Executive summary. *In: Wilkinson C (ed) Status of coral reefs of the world, vol 1*. Australian Institute of Marine Science, Townsville, pp 7-80
- Wood, L.J.; Fish, L.; Laughren, J. & Pauly, D. (2008). Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action. *Oryx* 42:340-351
-

Foi com satisfação que recebi de minha amiga Beth Araújo, o volume *Ecologia de Peixes Recifais em Pernambuco* para apresentar o posfácio desta obra. Ler este livro, organizado por Beth, Caroline Feitosa e Sérgio Mattos, foi um grande prazer. Em primeiro lugar porque o grupo “peixes” é fascinante por sua diversidade de formas, hábitos e modos de vida, além do que, a ecologia de peixes sempre foi o tema que orientou a minha vida profissional. Em segundo lugar, porque os peixes recifais tem chamado muita atenção nas últimas décadas. Sua importância econômica, ecológica e social para a pesca, o turismo subaquático sustentável e à saúde dos ambientes recifais tem sido amplamente documentada na literatura especializada. Em terceiro, mas não menos importante, diz respeito ao fato que esta obra trás várias contribuições que tem sua origem na criação em 1995 do Grupo de Estudos em Ictiologia Marinha Tropical (IMAT). Esse grupo de pesquisas foi criado na UFC, mudando-se posteriormente para a UFPE, e hoje apresenta ramificações em várias outras instituições brasileiras, considerando os diversos profissionais parceiros do IMAT. Fui um dos precursores na criação deste grupo visando, na época, preencher a lacuna existente nas pesquisas que abordassem a ecologia e a conservação de peixes recifais na costa brasileira tropical. Tínhamos um grupo pequeno de Professores e alunos envolvidos nas pesquisas, mas sempre com muita sede de conhecimento e vontade para trabalhar.

Este livro mostra que os esforços iniciais frutificaram e que o IMAT avançou muito nesses anos, e que constitui uma obra importante contribuindo, não apenas para o conhecimento local, mas também o conhecimento da ictiofauna tropical na costa brasileira. A importância deste livro é evidente para alunos e professores universitários, já que a gama de conhecimentos apresentados é bastante extensa e atualizada. Em seus 13 capítulos, foi possível passear pelos diversos aspectos dos ambientes recifais brasileiros e seus peixes, e compreender a sua importância para a conservação da biodiversidade tropical.

A primeira parte do livro proporcionou uma bela revisão sobre os ambientes recifais e os aspectos relacionados à herbivoria. Diversos estudos recentes sobre os peixes herbívoros de águas brasileiras são aqui apresentados enriquecendo essa revisão. Ainda nesta secção, o segundo capítulo abordou os impactos das atividades humanas sobre os ambientes recifais e a ictiofauna associada, sendo

bastante contundente o texto explicitando os impactos da pesca sobre os recifes e a ictiofauna. De fato, Pauly *et al.* (1998)¹ já apontavam para a redução no nível trófico das pescarias mundiais. Muitas das espécies de peixe de topo de cadeia, como as garoupas e badejos, bastante apreciadas nas mesas dos consumidores, são espécies capturadas nos ambientes recifais e constam no livro vermelho da União para a conservação da natureza (MMA 163/2015). Desta forma, o texto trata muito bem os aspectos negativos da pesca indiscriminada nos recifes. Outro tema abordado recupera a discussão sobre o comércio de peixes ornamentais marinhos, um tema que foi trabalhado nos anos 2000 pelo IMAT na costa do Ceará, e que aqui retorna como um alerta para o estado de Pernambuco. Embora a coleta de peixes ornamentais possa constituir uma alternativa econômica às comunidades costeiras, a coleta seletiva destas espécies pode causar mudanças irreversíveis nas interações ecológicas do ambiente recifal, como bem apontado no capítulo 2.

Após essa introdução, o livro tornou-se ainda mais interessante, passando a abordar os diferentes temas através de estudos de caso no litoral de Pernambuco. Dados inéditos e sínteses de informações presentes na literatura especializada são apresentados. Os capítulos 3 e 4 caracteriza a zona costeira e a meteo-oceanografia predominante na plataforma continental. Sob o aspecto dos ecossistemas recifais, ficou bem claro o valor paisagístico e a sua importância ecológica, servindo como habitat para espécies costeiras e marinhas, tais como o peixe-boi marinho, o mero e as tartarugas. Sob o aspecto oceanográfico, observou-se as variações sazonais decorrentes do regime de aporte fluvial e dos ventos, característico das regiões tropicais, e que determinam os ciclos biológicos de peixes marinhos recifais.

Talvez um dos capítulos que mais me chamou atenção foi o capítulo 5, que tratou do histórico do conhecimento sobre tubarões e raias e suas interações com humanos em Pernambuco. Fiquei bastante impressionado que, apesar da notoriedade presente nos meios de comunicação, principalmente pelos incidentes de ataques a banhistas e surfistas reportados, os trabalhos científicos sobre tubarões e raias são ainda relativamente poucos e recentes, como apontado pelos autores.

¹ Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863.

Também chamou atenção o fato que o número de ocorrências não é causa de uma grande abundância de tubarões na região metropolitana do Recife, mas sim decorrentes da combinação de características do ambiente costeiro, de impactos antropogênicos e da ocorrência das espécies potencialmente agressivas que ocorrem nessa região. Tais fatos sugerem que há ainda um campo enorme do conhecimento tubarões e raias a ser desvendado. Talvez tenhamos aí um grande atrativo às novas gerações de biólogos, oceanógrafos, engenheiros de pesca e áreas afins.

Também considero de grande importância o Capítulo 11, percorrendo sobre os naufrágios da costa de Pernambuco. Os naufrágios geralmente atuam como recifes artificiais e, conforme apresentado neste capítulo, utilizá-los para pesca ou conservação é uma prática muito comum em vários países. A superfície rígida das estruturas submersas funciona como habitat para o assentamento de organismos bentônicos, que servem ao abrigo e alimentação das assembleias de peixes, promovendo a riqueza e diversidade. Esta obra apresenta aos mergulhadores, a possibilidade de dar um passo além, em direção ao turismo subaquático sustentável, mostrando um verdadeiro manual de boas práticas. Embora os naufrágios possam ter um apelo ao turismo marinho e para agregação de biodiversidade, é preciso critérios específicos para sua instalação no fundo do mar, obedecendo a legislação vigente. Tais aspectos foram muito bem abordados neste capítulo.

Em resumo, o livro mostrou o quanto avançamos no conhecimento dos peixes recifais em Pernambuco e na região tropical brasileira. Ao mesmo tempo, forneceu pistas para o futuro da ictiologia marinha tropical no Brasil. Uma organização exemplar, fotografias de excelente qualidade e quadros explicativos fizeram a leitura desta obra uma tarefa fácil e agradável. Identificar colegas e ex-alunos do IMAT na autoria dos vários capítulos também trouxe uma grande satisfação. Beth, Carol, Sérgio, parabéns e obrigado por este brilhante trabalho.

Dr. Cassiano Monteiro-Neto

Professor Titular da Universidade Federal Fluminense



Este livro foi composto com as famílias tipográficas
Archer para os textos e *Helvetica Neue* para os
títulos e demais destaques ao longo de todo o livro.
Editoração eletrônica realizada pela Editora UFPE.
