



MARCELO PINHEIRO & HARRY BOOS
Organizadores

LIVRO VERMELHO DOS CRUSTÁCEOS DO BRASIL

AVALIAÇÃO 2010 - 2014



SOCIEDADE BRASILEIRA
DE CARCINOLOGIA

LIVRO VERMELHO DOS CRUSTÁCEOS DO BRASIL AVALIAÇÃO 2010-2014

Marcelo Pinheiro & Harry Boos
(Organizadores)

1ª EDIÇÃO



**SOCIEDADE BRASILEIRA
DE CARCINOLOGIA**

Porto Alegre
2016

Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC
Endereço da Presidência (Biênio 2015-2016)
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas - CCAAB
Rua Rui Barbosa, 710 Bairro: Centro
Cruz das Almas (BA) CEP: 44380-000

© 2016 SBC

Prefixo Editorial: 93003
ISBN: 978-85-93003-00-4 (eBook - PDF)

Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC (2015 - 2016)

Presidente: Sergio Schwarz da Rocha (UFRB)

Vice-Presidente: Harry Boos (CEPSUL/ICMBio)

Primeiro-Secretário: Luis Ernesto Arruda Bezerra (UFERSA)

Segundo-Secretário: William Ricardo Amâncio Santana (USC)

Primeiro-Tesoureiro: Cleverson Ranniéri Meira dos Santos (Museu Goeldi)

Segundo-Tesoureiro: Ricardo Lourenço Pinto (UNB)

Conselho Fiscal

Carlos Eduardo Falavigna da Rocha (USP/IB), Cristiana Silveira Serejo (MN/UFRJ) e Marcelo Antonio Amaro Pinheiro (UNESP IB/CLP)

Comissão Editorial

Andrea Santarosa Freire (UFSC), Carlos Eduardo Falavigna da Rocha (USP/IB), Cristiana Silveira Serejo (MN/UFRJ) e Tereza Cristina dos Santos Calado (UFAL).

Diagramação

Gustavo Henrique Spadotto Pinheiro

Layout da Capa

Gustavo Henrique Spadotto Pinheiro® Direitos reservados

Fotos: *Aegla jarai* (por Pedro Hauck) e *Johngarthia lagostoma* (por Simone Lyra)

Revisão Ortográfica e Gramatical

Roberta Marques Pisco

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil**

LIVRO VERMELHO DOS CRUSTÁCEOS DO BRASIL: AVALIAÇÃO 2010-2014 / Organização:
Marcelo Pinheiro & Harry Boos. - Porto Alegre, RS: Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC, 2016.

466 p. : il. -

Inclui bibliografia

ISBN 978-85-93003-00-4

1. Fauna. 2. Espécies em extinção - Brasil. 3. Crustacea. 4. Biodiversidade. I. Pinheiro, Marcelo. II. Boos, Harry. III. Título.

CDD 595.3

Sumário

<i>Prefácio</i>	<i>i</i>
<i>Agradecimentos</i>	<i>ii</i>
<i>Autores em ordem alfabética</i>	<i>iii</i>
<i>Pesquisadores participantes das oficinas de avaliação</i>	<i>iv</i>
<i>Equipe técnica envolvida no processo de avaliação</i>	<i>v</i>

CAPÍTULO 1

O Processo de Avaliação dos Crustáceos do Brasil: 2010-2014

Harry Boos, Marcelo A. A. Pinheiro & Rafael A. Magris

28

CAPÍTULO 2

Avaliação dos Eglídeos (Decapoda: Aeglidae)

*Sérgio L. S. Bueno, Sandro Santos, Sérgio S. da Rocha, Kelly M. Gomes,
Emerson C. Mossolin & Fernando L. Mantelatto*

35

CAPÍTULO 3

Avaliação dos Camarões Alfeídeos (Decapoda: Caridea)

Alexandre O. Almeida, Emerson C. Mossolin & Martin L. Christoffersen

64

CAPÍTULO 4

Avaliação dos Camarões de Profundidade (Decapoda: Aristeidae)

Paulo R. Pezzuto

82

CAPÍTULO 5

Avaliação dos Camarões Atiídeos (Decapoda: Atyidae)

Fernando L. Mantelatto, Lucas S. Torati, Leonardo G. Pileggi, Emerson C. Mossolin, Mariana Terossi, Fabricio L. Carvalho, Sérgio S. da Rocha & Célio Magalhães

93

CAPÍTULO 6

Avaliação do Calianassídeo *Callichirus major* (SAY, 1818) sensu lato

Douglas F. Peiró & Fernando L. Mantelatto

103

CAPÍTULO 7

Avaliação dos Copépodos (Harpacticoida: Canthocamptidae, Parastenocarididae; Calanoida: Diaptomidae, Temoridae; Cyclopoida: Cyclopidae)

Lourdes M. A. Elmoor-Loureiro, Luciana de Mendonça-Galvão, Janet W. Reid & Luiz F. L. Fernandes

113

CAPÍTULO 8

Avaliação do Caranguejo-guajá *Carpilius corallinus* (HERBST, 1783) (Decapoda: Carpiliidae)

Allysson Pinheiro, Carlos Eduardo R. D. Alencar & Fúlvio A. M. Freire

126

CAPÍTULO 9

Avaliação dos Quidorídeos (Branchiopoda: Chydoridae)

Lourdes M. A. Elmoor-Loureiro

135

CAPÍTULO 10

Avaliação dos Caranguejos Criptoquirídeos (Decapoda: Chyrotichiridae)

*William Santana, Alexandre O. Almeida,
Laira Lianos & Michelle Molleberg*

143

CAPÍTULO 11

Avaliação da Lagosta *Enoplometopus antillensis* LÜKEN, 1865 (Decapoda: Enoplometopidae)

*Luis Ernesto A. Bezerra, Luis Felipe A. Duarte, Marcelo A. A. Pinheiro,
Michel T. Angeloni & Petrônio A. Coelho (in memoriam)*

152

CAPÍTULO 12

Avaliação dos Camarões Eurirrinquídeos (Decapoda: Euryrhynchidae)

Célio Magalhães, Leonardo G. Pileggi & Fernando L. Mantelatto

157

CAPÍTULO 13

Avaliação dos Caranguejos Gecarcinídeos (Decapoda: Gecarcinidae)

*Marcelo A. A. Pinheiro, William Santana, Evandro S. Rodrigues, Carlos T. C. Ivo,
Luciana C. M. Santos, Rodrigo A. Torres, Harry Boos & José Dias Neto*

167

CAPÍTULO 14

Avaliação dos Caranguejos Grapsídeos (Decapoda: Grapsidae)

*Marcelo A. A. Pinheiro, William Santana, Luis Ernesto A. Bezerra,
Nicholas Kriegler & Juliana P. P. Rio*

182

CAPÍTULO 15

Avaliação dos Caranguejos Gerionídeos (Decapoda: Geryonidae)

Paulo R. Pezzuto, Allysson Pinheiro & Harry Boos

192

CAPÍTULO 16

Avaliação de *Exhippolysmata oplophoroides* (HOLTHUIS, 1948) (Decapoda: Hippolytidae)

Martin L. Christoffersen

203

CAPÍTULO 17

Avaliação do Caranguejo *Stenorhynchus seticornis* (HERBST, 1788) (Decapoda: Inachoididae)

Luis Ernesto A. Bezerra & Paulo Pachelle

212

CAPÍTULO 18

Avaliação dos Lagostins (Decapoda: Nephropidae)

William Santana, Paulo R. Pezzuto, Michelle Molleberg & Laira Lianos

221

CAPÍTULO 19

Avaliação dos Caranguejos Chama-maré (Decapoda: Ocypodidae)

*Marcelo A. A. Pinheiro, Setuko Masunari, Luis Ernesto A. Bezerra,
William Santana & Camila E. R. Pimenta*

233

CAPÍTULO 20

Avaliação dos Camarões Palemonídeos (Decapoda: Palaemonidae)

Fernando L. Mantelatto, Leonardo G. Pileggi, Célio Magalhães, Fabricio L. Carvalho, Sérgio S. da Rocha, Emerson C. Mossolin, Natalia Rossi & Sergio Bueno

252

CAPÍTULO 21

Avaliação das Lagostas-de-espinho (Decapoda: Palinuridae)

William Santana, Carlos T. C. Ivo, José Dias Neto, Luis Felipe A. Duarte, Marcelo A. A. Pinheiro, Harry Boos, Allysson Pinheiro, Alexandre O. Almeida, Patricio Hernández & Petrônio A. Coelho (in memoriam)

268

CAPÍTULO 22

Avaliação dos Caranguejos Panopeídeos (Decapoda: Panopeidae)

Luis Ernesto A. Bezerra & Felipe B. Ribeiro

284

CAPÍTULO 23

Avaliação dos Camarões Peneídeos (Decapoda: Penaeidae)

Harry Boos, Rogério C. Costa, Roberta A. Santos, José Dias Neto, Evandro S. Rodrigues, Luiz Fernando Rodrigues, Fernando D'Incao, Carlos T. C. Ivo & Petrônio A. Coelho (in memoriam)

300

CAPÍTULO 24

Avaliação do Caranguejo Porcelanídeo *Minyocerus angustus* (DANA, 1852) (Decapoda: Porcellanidae)

Fernando L. Mantelatto & Ivana Miranda

318

CAPÍTULO 25

Avaliação dos Caranguejos Pseudotelfusídeos (Decapoda: Pseudothelphusidae)

Célio Magalhães

325

CAPÍTULO 26

Avaliação dos Caranguejos Portunídeos (Decapoda: Portunoidea: Ovalipidae, Polybiidae e Portunidae)

*Marcelo A. A. Pinheiro, Harry Boos, Álvaro L. D. Reigada, Evandro S. Rodrigues,
Sergio S. Rocha, Michael J. Hereman & Marcelo R. Souza*

337

CAPÍTULO 27

Avaliação dos camarões-pedra (Decapoda: Sicyoniidae)

Rogério C. Costa & Sabrina M. Simões

366

CAPÍTULO 28

Avaliação das Lagostas-sapateiras (Decapoda: Scyllaridae)

*Luis Felipe A. Duarte, Allysson Pinheiro, William Santana, Evandro Severino-Rodrigues,
Marcelo A. A. Pinheiro, Harry Boos & Petrônio A. Coelho (in memoriam)*

377

CAPÍTULO 29

Avaliação dos Camarões Sergestídeos (Decapoda: Sergestidae)

Rogério C. Costa & Sabrina M. Simões

390

CAPÍTULO 30

Avaliação dos Caranguejos Sesarmídeos (Decapoda: Sesarmidae)

*Marcelo A. A. Pinheiro, William Santana, Sergio S. Rocha, Maria Helena A. Leme,
Harry Boos, Álvaro L. D. Reigada & Petrônio A. Coelho (in memoriam)*

400

CAPÍTULO 31

Avaliação do Camarão *Pleoticus muelleri* (SPENCE BATE, 1888) (Decapoda: Solenoceridae)

Roberta A. Santos, Rogério C. Costa & Ana Maria T. Rodrigues

412

CAPÍTULO 32

Avaliação dos Caranguejos Tricodactillídeos (Decapoda: Trichodactylidae)

Célio Magalhães

420

CAPÍTULO 33

Avaliação do Caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (Decapoda: Ucididae)

*Marcelo A. A. Pinheiro, Luciana C. M. Santos, Caroline A. Souza, Márcio C. A. João,
José Dias Neto & Carlos T. C. Ivo*

441

CAPÍTULO 34

Avaliação do Caranguejo *Neohelice granulata* (DANA, 1851) (Decapoda: Varunidae)

*Marcelo A. A. Pinheiro, William Santana, Harry Boos,
Akeme M. F. Matsunaga & Laira Lianos*

459

Prefácio

Embora este seja um livro sobre crustáceos, mais propriamente sobre o risco de extinção desses animais, é importante situá-lo no contexto atual da conservação da biodiversidade no Brasil. E nesse sentido, não vejo outra forma de fazer tal abordagem sem iniciar pela criação do Instituto Chico Mendes, em 2007, e a nova postura adotada a partir de então, sobretudo a partir de 2008, para tratar a conservação da biodiversidade.

Talvez tenha passado despercebido, e se de fato passou, é importante chamar atenção para a política de conservação adotada pelo Instituto, com os seus planos de ação nacionais e o rigoroso e extenso processo de avaliação do risco de extinção da fauna, que seguiu uma premissa fundamental: todas as espécies são importantes e merecem um olhar especial.

O conceito de “espécies guarda-chuva” foi deixado de lado e a atenção sobre todas as espécies da fauna passou a pautar a ordem dos trabalhos. O resultado é que, se até 2008 não mais que 24 espécies animais eram objeto de planos de ação, hoje são quase 600 espécies, envolvendo mais de 600 instituições parceiras e um número de ações em andamento acima de 3.000.

O processo de avaliação do risco de extinção das espécies da fauna, que antes partia de uma avaliação de “espécies candidatas”, pouco mais de 1.400 na última avaliação em 2002 e 2003, passou a ser feito sob o desafio de avaliar um número terrivelmente absurdo de animais, que envolveu todas as espécies de vertebrados e um número significativo e representativo de invertebrados. Estes últimos somaram 3.332 formas taxonômicas, mais do que o dobro das espécies de vertebrados e invertebrados avaliadas em 2002/2003.

Para não haver dúvidas, foram 3.332 espécies de invertebrados avaliadas, que somadas a todas as 8.922 formas taxonômicas de vertebrados conhecidas no Brasil, chegou-se ao número de 12.254 espécies. Seguramente o maior processo de avaliação de risco de extinção já realizado no mundo. Há que se louvar aqui o enorme esforço realizado pelos centros de pesquisa e conservação do Instituto Chico Mendes, na compilação dos dados e na preparação das informações para avaliação, mas, sobretudo, a formidável participação dos mais de 2.000 cientistas do Brasil e do exterior. Sem essa rede de pesquisadores jamais poderíamos chegar onde chegamos.

Feito que se torna ainda mais significativo dado ao percentual de espécies ameaçadas já contempladas em planos de ação, que é de aproximadamente 50%.

Entre os invertebrados, são mais de 70 espécies em planos de ação. Das 28 espécies de crustáceos consideradas ameaçadas, o maior destaque é para *Cardisoma guanhumi* que, além de ser objeto de um plano de ação nacional, o PAN Manguezal, é também um dos principais personagens da controvérsia envolvendo a Portaria 445/2014 do Ministério do Meio Ambiente, que traz a relação de espécies de peixes e invertebrados ameaçados e as consequentes proibições de uso.

À parte das controvérsias, o Instituto Chico Mendes traçou a meta de chegar em 2020 com 100% das espécies ameaçadas contempladas em planos de ação nacionais. É um número ambicioso, ainda mais considerando a crise econômica enfrentada pelo país, que inevitavelmente afeta o ritmo e o avanço conquistado nos últimos anos, e dificulta enormemente qualquer sonho nesse sentido. Contudo, ainda não tomamos o sonho como inexecutável e seguimos na esperança de inaugurar a próxima década com todas as espécies ameaçadas sob planos de ação, senão, a sua grande maioria.

Sonhamos também com uma redução acentuada no número de espécies com dados insuficientes para o próximo ciclo de avaliação das espécies. E, considerando o enorme avanço do conhecimento que tivemos nos últimos dez anos, principal responsável pelos resultados obtidos nesta atual avaliação, é de se imaginar que este é também um sonho perfeitamente executável.

Neste contexto, a publicação desta obra coaduna-se com os esforços do Instituto Chico Mendes na avaliação do risco de extinção das espécies e divulgação de seus resultados. Destaca-se, ainda, o empenho de seus autores e organizadores na síntese das informações utilizadas, disponibilizando-as de forma acessível à toda a sociedade. Certamente este belo livro encontrará o reconhecimento que merece, não apenas entre os especialistas em crustáceos, mas também entre todos aqueles que buscam a conservação da biodiversidade brasileira.

Marcelo Marcelino de Oliveira

*Diretor de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da
Biodiversidade - Instituto Chico Mendes*

Agradecimentos

Os organizadores desta obra expressam seus sinceros agradecimentos às pessoas e instituições relacionadas abaixo, que tornaram possível esta publicação,

- À *Sociedade Brasileira de Carcinologia (SBC)*, na pessoa de seu presidente *Prof. Dr. Sérgio Schwarz da Rocha*, da *Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB)*, pelo apoio a todo o processo de avaliação e, especialmente, a esta publicação;
- Aos cinquenta e oito (58) autores dos trinta e quatro (34) capítulos que compõem esta obra, pela dedicação com a qual abraçaram o desafio de dar publicidade ao trabalho de avaliação do risco de extinção dos crustáceos no Brasil, realizado entre 2010 a 2014;
- Aos autores das fotos das espécies, que nos foram gentilmente cedidas para ilustrar cada capítulo, representando a beleza dos crustáceos avaliados e evidenciando sua diversidade de formas e cores;
- À Comissão Editorial da SBC, composta pela *Dr^a. Andrea Santarosa Freire*, *Dr. Carlos Eduardo Falavigna da Rocha*, *Dr^a. Cristiana Silveira Serejo* e *Dr^a. Tereza Cristina dos Santos Calado*, que emitiram parecer quanto a qualidade e contribuição da presente publicação, sugerindo, quando necessário, mudanças pertinentes à melhor qualidade desta obra;
- Aos pesquisadores participantes das Oficinas de Avaliação, organizadas pelo *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)*, em sua sede em Brasília e no *Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL)*, que na qualidade de especialistas puderam colaborar com informações relevantes sobre as espécies avaliadas. Agradecimentos idênticos aos pesquisadores das Oficinas de Validação, que a partir de critérios rígidos confirmaram a validade das categorias indicadas;
- À Equipe técnica envolvida no processo de avaliação da *Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (DIBIO)/ICMBio* e *CEPSUL/ICMBio*, pela organização das oficinas, assim como a organização dos dados e processos resultantes da avaliação e validação dos crustáceos que constam na presente obra;
- À *Dr^a. Georgina Bond Backup*, Coordenadora de Táxon (2010 a 2012), por seu empenho na condução dos trabalhos ocorridos no período, que se somam aos demais que compõem a presente obra;
- Ao *Dr. Rafael de Almeida Magris*, Ponto Focal (2010 a 2012), cujas atividades possibilitaram a avaliação do primeiro conjunto de espécies;

- Aos dirigentes do *Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP), Universidade Estadual Paulista (UNESP)*, em São Vicente (SP), *Prof. Dr. Marcos Antonio de Oliveira* (Diretor) e *Prof. Dr. Marcos Hikari Toyama* (Vice-Diretor), pelo apoio concedido ao *Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro*, possibilitando sua participação na coordenação das reuniões ocorridas no *CEPSUL/ICMBio* e *Ministério do Meio Ambiente (MMA)*, que culminaram na presente publicação;
- À equipe do *Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL)*, do *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)*, em Itajaí (SC), pelo apoio concedido ao Biólogo *Harry Boos*, no desenvolvimento das atividades que resultaram neste livro.

Autores em ordem alfabética

Akeme Milena Ferreira Matsunaga

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)
akemematsunaga@gmail.com

Alexandre Oliveira de Almeida

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Centro de Ciências Biológicas (CCB)
Recife (PE)
almeidaao@uol.com.br

Allysson P. Pinheiro

Universidade Regional do Cariri (URC)
Departamento de Ciências Físicas e Biológicas
Crato (CE)
allyssonpp@yahoo.com.br

Álvaro Luiz Diogo Reigada

Universidade Santa Cecília (UNISANTA)
Santos (SP)
areigada@uol.com.br

Ana Maria Torres Rodrigues

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL)
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
Itajaí (SC)
torres1.anamaria@gmail.com

Camila Evelyn Rodrigues Pimenta

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)
camilla.evelyn94@gmail.com

Carlos Eduardo Rocha Duarte Alencar

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)
Grupo de Estudos em Ecologia, Fisiologia de Animais Aquáticos (GEEFAA)
carlosce2002@gmail.com

Carlos Tassito Corrêa Ivo

Universidade Federal do Ceará (UFC)
Instituto de Ciências do Mar
Fortaleza (CE)
ivoctc@globocom.com

Caroline Araujo de Souza

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)
carol.souza.bio@gmail.com

Célio Magalhães

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)
Coordenação de Biodiversidade
Manaus (AM)
celiomag@inpa.gov.br

Douglas F. Peiró

Universidade de Araraquara (UNIARA)
Araraquara (SP)
douglaspeiro@hotmail.com

Emerson C. Mossolin

Universidade Federal de Goiás (UFG)
Campus Avançado de Catalão
Catalão (GO)
ecmossolin@yahoo.com.br

Evandro Severino Rodrigues

Instituto de Pesca (IP) - CAPTPM (APTA/SAA/SP)
Santos (SP)
evansero@hotmail.com

Fabricio Lopes de Carvalho

Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)
Itabuna (BA)

flcarvalho@ufsb.edu.br

Felipe B. Ribeiro

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS)
Porto Alegre (RS)

fbribeiro.bio@gmail.com

Fernando D’Incao

Universidade Federal do Rio Grande (UFRG)
Instituto de Oceanografia (IO)
Rio Grande (RS)

dincaofernando@hotmail.com

Fernando L. Mantelatto

Universidade de São Paulo (USP)
Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP)
Ribeirão Preto (SP)

fmantel@usp.br

Fúlvio Aurélio de Moraes Freire

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)
Grupo de Estudos em Ecologia, Fisiologia de Animais Aquáticos (GEEFAA)

fulvio@cb.ufrn.br

Harry Boos

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL)
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
Itajaí (SC)

harry.boos-junior@icmbio.gov.br

Ivana Miranda da Silva

Universität Regensburg
Institut für Zoologie
Regensburg - Alemanha

yvanah@yahoo.com

Janet W. Reid

Virginia Museum of Natural History
Martinsville - Virginia - EUA

janet.w.reid@gmail.com

José Dias Neto

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA)
Brasília (DF)

jose.dias-neto@ibama.gov.br

Juliana P. P. Rio

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)

julianario.bio@gmail.com

Kelly M. Gomes

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS)
Porto Alegre (RS)

kmartinez@gmail.com

Laira Lianos

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Botucatu (SP)

lahlianos@hotmail.com

Leonardo A. G. Pileggi

Universidade de São Paulo (USP)
Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP)
Ribeirão Preto (SP)

lpileggi@gmail.com

Lourdes M. A. Elmoor Loureiro

Universidade Católica de Brasília (UCB)
Brasília (DF)

lourdes.loureiro@catolica.edu.br

Lucas S. Torati

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Embrapa Pesca e Aquicultura
Palmas (TO)

lucas.torati@embrapa.br

Luciana de Mendonça Galvão

Universidade Católica de Brasília (UCB)
Brasília (DF)

lgalvao21@yahoo.com.br

Luciana Cavalcanti Maia Santos

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Câmpus Experimental de Registro (CER)
Registro (SP)

santos.lucianacm@gmail.com

Luis Ernesto Arruda Bezerra

Universidade Federal do Ceará (UFC)
Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR)
Fortaleza (CE)

luiseab@gmail.com

Luís Felipe de Almeida Duarte

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)

duarte.mepi@gmail.com

Luiz Fernando Loureiro Fernandes

Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)
Centro de Ciências Humanas e Naturais (CCHN)
Vitória (ES)

luiz.ufes@gmail.com

Luiz Fernando Rodrigues

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL)
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
Itajaí (SC)

luizfernando1206@gmail.com

Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)

pinheiro@clp.unesp.br

Marcelo Ricardo de Souza

Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP
Santos (SP)

mrsbio@pesca.sp.gov.br

Márcio Camargo Araújo João

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)

marcio.camargo96@gmail.com

Maria Helena Arruda Leme

Universidade Paulista (UNIP)
Instituto de Ciências e da Saúde
São José dos Campos (SP)

mhleme@uol.com.br

Mariana Terossi

Universidade de São Paulo (USP)
Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP)
Ribeirão Preto (SP)

mterossi@usp.br

Martin Lindsey Christoffersen

Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN)
João Pessoa (PB)

martinlc.ufpb@gmail.com

Michael José Hereman

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)

mhereman@gmail.com

Michel Tartarotti Angeloni

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)

tartarottimichel@gmail.com

Michelle Molleberg

Universidade do Sagrado Coração (USC)
Bauru (SP)

michellemolleberg@gmail.com

Natalia Rossi

Universidade de São Paulo (USP)
Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP)
Ribeirão Preto (SP)

nataliarossi.bio@gmail.com

Nicholas Kriegler

Universidade Estadual Paulista (UNESP)
Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral Paulista (CLP)
São Vicente (SP)

nicholaskriegler@outlook.com

Patricio Alejandro Hernáez Bové

Universidad de Tarapacá (UT)
Centro de Estudios Marinos y Limnológicos (CEML) – Facultad de Ciencias
Arica - Chile

pahernaез@gmail.com

Paulo Pachelle

Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP)
São Paulo (SP)

paulopachelle@gmail.com

Paulo R. Pezzuto

Universidade do Vale do Itajaí (UVI)
Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar (CCTTM)
Itajaí (SC)

pezzuto@univali.br

Petrônio Alves Coelho *(in memoriam)*

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Recife (PE)

Rafael Almeida Magris

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
Brasília (DF)

rafael.magris@icmbio.gov.br

Roberta Aguiar dos Santos

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL)

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade(ICMBio)

Itajaí (SC)

roberta.santos@icmbio.gov.br

Rodrigo Augusto Torres

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Centro de Ciências Biológicas (CCB)

Recife (PE)

rodrigotorres@ufpe.br

Rogério Caetano da Costa

Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Faculdade de Ciências (FC), Câmpus de Bauru

Bauru (SP)

rccosta@fc.unesp.br

Sabrina Morilhas Simões

Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Faculdade de Ciências (FC), Câmpus de Bauru

Bauru (SP)

sabrinamsimoes@gmail.com

Sandro Santos

Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

Centro de Ciências Naturais e Exatas

Santa Maria (RS)

sandro.santos30@gmail.com

Sérgio L. S. Bueno

Universidade de São Paulo (USP)

Instituto de Biociências (IB)

São Paulo (SP)

sbueno@ib.usp.br

Sergio S. da Rocha

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB)

Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas (CCAAB)

Cruz das Almas (BA)

ssrocha@ufrb.edu.br

Setuko Masunari

Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Setor de Ciências Biológicas (CB)

Curitiba (PR)

set_mas@yahoo.com.br

William Ricardo Amâncio Santana

Universidade do Sagrado Coração (USC)

Bauru (SP)

william_santana@yahoo.com.br

Pesquisadores participantes das oficinas de avaliação

Alexandre Oliveira Almeida – UESC
Allysson Pontes Pinheiro – URCA
Álvaro Luiz Diogo Reigada – UNISANTA
Ana Maria Torres Rodrigues – CEPSUL/ICMBio
Antônio Alberto da Silveira Menezes – CEPSUL/ICMBio
Bianca Bentes da Silva – UFRA
Carlos Tassito Corrêa Ivo – UFC
Célio Magalhaes – INPA
Celso Fernandes Lin – CEPSUL/ICMBio
Emerson Contreira Mossolin – UFG
Evandro Severino Rodrigues – IP/SP
Fernando Luis Medina Mantelatto – USP/Ribeirão Preto
Georgina Bond Backup – UFRGS
Harry Boos – CEPSUL/ICMBio
José Dias Neto – IBAMA
Kelly Martinez Gomes – UFRGS
Lourdes Maria Abdu El-moor Loureiro – UCB
Ludwig Backup – UFRGS
Luis Ernesto Arruda Bezerra – UFC
Luis Felipe de Almeida Duarte – UNESP, IB/CLP
Luiz Fernando Rodrigues – CEPSUL/ICMBio
Marcelo Antonio Amaro Pinheiro – UNESP, IB/CLP
Martin Lindsey Christoffersen – UFPB
Paula Beatriz Araujo – UFRGS
Paulo Ricardo Pezzuto – UNIVALI
Petrônio Alves Coelho – UFPE
Roberta Aguiar dos Santos – CEPSUL/ICMBio
Rogério Caetano da Costa – UNESP, FC/Bauru
Sandro Santos – UFSM
Sérgio Schwarz da Rocha – UFRB
Sergio Luiz de Siqueira Bueno – USP
Setuko Masunari – UFPR
William Ricardo Amâncio Santana – USC

Equipe técnica envolvida no processo de avaliação

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul CEPESUL/ Instituto Chico Mendes

Harry Boos – Ponto Focal (2012 - 2016)
Allan Cesar Silva Scalco
Antônio Alberto da Silveira Menezes
Celso Fernandes Lin
Crisller Pereira
Elizabeth Lobão Veras Micheletti
Eloisa Pinto Vizuetta
Fabiola Schneider
Juliana de Oliveira e Silva

Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade DIBIO/Instituto Chico Mendes

Rafael de Almeida Magris - Ponto Focal (2010 - 2012)
Carlos Eduardo Guidorizzi de Carvalho
Deise Leda Garcia
Drielle dos Santos Martins
Estevão Carino Fernandes de Souza
Kelly Martinez Gomes
Marina Palhares de Almeida
Maurício Pereira Almeirão
Monica Brick Peres
Rodrigo Ranulpho
Rosana Junqueira Subirá

Coordenadores de Táxon

Georgina Bond Backup (2010 - 2012)
Marcelo Antonio Amaro Pinheiro (2012 - 2016)

CAPÍTULO 1

O PROCESSO DE AVALIAÇÃO DO RISCO DE EXTINÇÃO DOS CRUSTÁCEOS NO BRASIL: 2010-2014

Harry Boos, Marcelo A. A. Pinheiro & Rafael A. Magris

Palavras-chave: *Crustacea, espécies ameaçadas, extinção, livro vermelho.*

Introdução

Os crustáceos compreendem aproximadamente 68.000 espécies descritas (Martin & Davis, 2001), com 2.500 espécies registradas no Brasil (Amaral & Jablonski, 2005), ocupando os mais diversos ambientes. Dentre essas espécies figuram aquelas de menor porte (micro-crustáceos), que constituem parte importante do zooplâncton marinho (p. ex., copépodos), até espécies de maior porte (macro-crustáceos), com destacada relevância como fonte de alimento e renda. Várias espécies ainda não são conhecidas pelo homem, sendo fundamentais ao processo de ciclagem de nutrientes, transferência energética e seu repasse aos níveis tróficos superiores.

Devido ao desconhecimento da diversidade do grupo, a avaliação do risco de extinção de suas espécies pode gerar surpresa às pessoas que geralmente observam a abundância aparente de caranguejos, siris e camarões, nos ambientes em que ocorrem naturalmente ou nas gôndolas dos mercados por todo o país. No entanto, isso decorre, em parte, pelo agrupamento de diferentes espécies sob um mesmo nome comercial (p. ex., siris), o que traz viés estatístico nas análises de biologia pesqueira, como, também, de aspectos relacionados à conservação de seus representantes. Essa situação, muitas vezes, mascara a raridade numérica de certas espécies que têm sofrido redução populacional, apesar da abundância relativa contrabalanceada por outras espécies mais abundantes. Por essas razões, a avaliação do risco de extinção das espécies de crustáceos no Brasil teve, como premissa básica, a ampla participação de pesquisadores e gestores. Participaram dessas avaliações diversos especialistas em taxonomia e biologia dessas espécies, como, também, outros que trouxeram aporte de informações importantes sobre aquelas com relevância pesqueira ou sob ameaças antrópicas.

Como forma de definir políticas de conservação direcionadas à redução da

perda de espécies, a Resolução da Comissão Nacional da Biodiversidade (Conabio) nº 3, de 21 de dezembro de 2006, definiu as Metas Nacionais de Biodiversidade. Assim, foram estabelecidas, como uma dessas prioridades, a avaliação do status de conservação de todas as espécies conhecidas de plantas, animais vertebrados e, seletivamente, dos animais invertebrados, incluindo os crustáceos.

O processo de avaliação foi orientado pela Portaria Conjunta do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), nº 316, de 9 de setembro de 2009, que atribuiu ao ICMBio a avaliação do estado de conservação das espécies animais, através da elaboração das Listas Nacionais da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, bem como a Elaboração dos Planos de Ação para as espécies identificadas como ameaçadas.

A condução dos trabalhos foi atribuída à Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (DIBIO), sendo executados pelos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação do ICMBio, contemplando a ampla participação de pesquisadores vinculados às Sociedades Científicas e às instituições de ensino e pesquisa.

Especificamente em relação ao processo de avaliação dos crustáceos, o mesmo foi coordenado diretamente pela Coordenação de Avaliação do Estado de Conservação da Biodiversidade, entre 2010 e 2012. Após esse período, o processo passou a ser conduzido pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL), com o apoio da Sociedade Brasileira de Carcinologia (SBC).

Método Utilizado

As listas de espécies ameaçadas, conhecidas como “Listas Vermelhas”, vêm sendo feitas pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) desde os anos 1950, tornando-se conhecidas mundialmente nos anos 1960, a partir da publicação dos “Livros Vermelhos”. Já o método que propôs categorias e critérios para a elaboração dessas listas só foi publicada nos anos 1990 (Mace et al., 2008), sendo constantemente aperfeiçoado, levando à publicação periódica de guias empregados como instrumentos orientadores de sua aplicação correta. O documento mais recente foi publicado em 2016 (IUCN, 2016).

Para a avaliação dos crustáceos, foi empregado o método desenvolvido pela IUCN, que atribui a cada espécie uma categoria de risco de extinção. A compilação das informações sobre cada espécie, a partir da revisão bibliográfica, foi feita premilinarmente pela equipe do ICMBio, sob a coordenação do Ponto Focal e do Coordenador de Táxon, com a colaboração de pesquisadores convidados. Após essa etapa de compilação, foram realizadas oficinas de avaliação para a aplicação dos critérios e definição preliminar das categorias. Durante o primeiro ciclo de avaliação, compreendido entre os anos de 2010 e 2014, foram realizadas três

oficinas de avaliação. A primeira ocorrida em 2010, no edifício sede do ICMBio, em Brasília (DF), e as demais em 2013, ambas no CEPESUL, em Itajaí. Fizeram parte dessas oficinas cerca de 45 pesquisadores, que avaliaram 255 espécies, das quais 120 espécies foram avaliadas em 2010, e 135 espécies em 2013 (ICMBio, 2016).

Aconteceram também oficinas de validação, nas quais pesquisadores não-carcinólogos, mas com experiência na aplicação do método, reavaliaram, criteriosamente, os critérios estabelecidos durante as oficinas de avaliação realizadas previamente. Nessa etapa foi verificada a correta aplicação dos critérios e indicação das categorias resultantes. Em alguns casos, foi necessária a complementação das informações registradas na ficha de avaliação, podendo, inclusive, levar à alteração da categoria estabelecida durante as oficinas de avaliação, devido à inconsistências na aplicação dos critérios. Portanto, a avaliação do risco de extinção dos crustáceos foi o resultado de um esforço conjunto entre gestores e especialistas nos táxons, nas ameaças ou no método empregado. As espécies avaliadas em 2010 tiveram sua validação durante a oficina realizada em 2012. Já as avaliações feitas em 2013 foram validadas em 2014.

Além da adoção do método IUCN, diversas normas foram publicadas pelo MMA para orientar a execução do processo de avaliação das espécies brasileiras, dentre as quais destacam-se: Portaria Conjunta do MMA – ICMBio nº 316/2009; Portaria MMA nº 43/2014; e Portaria MMA nº 162/2016. Tais publicações contribuíram para definir o conceito de espécie ameaçada de extinção no ordenamento jurídico brasileiro, além de apresentar as suas diferentes categorias, seu uso na avaliação, bem como os procedimentos necessários à elaboração e publicação das Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção.

Espécies Avaliadas

Para as avaliações da oficina de 2010, foram selecionadas as espécies que constavam na lista nacional anterior (publicada em 2004) ou em listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção ou sobreexploração. Também foram consideradas as espécies avaliadas pela IUCN com ocorrência no Brasil, além de espécies sugeridas por alguns pesquisadores consultados (Magris et al., 2010).

Para as oficinas realizadas em 2013, buscou-se ampliar o número de espécies marinhas avaliadas e completar grupos cujo risco foi evidenciado na oficina de 2010. Das 12 espécies de eglídeos avaliadas em 2010, por exemplo, todas foram categorizadas como ameaçadas de extinção. Portanto, decidiu-se avaliar todas as demais espécies que ocorrem no Brasil. Da mesma forma, baseando-se na intensidade das ameaças indicadas para as espécies avaliadas em 2010, decidiu-se ampliar as avaliações das espécies de camarões dulcícolas que talvez pudessem estar sob ameaça.

Foi também indispensável a avaliação de outras espécies marinhas, estuarinas

e de manguezais. Poucas espécies de caranguejos, siris e lagostas haviam sido avaliadas, apesar dos impactos relacionados ao interesse comercial aos quais estão sujeitas.

Desta forma, no primeiro ciclo de avaliação (2010-2014) do risco de extinção dos crustáceos conduzido pelo ICMBio, por intermédio do MMA, 255 espécies de crustáceos foram avaliadas, sendo 148 espécies dulcícolas (58%) e 107 marinhas ou estuarinas (42%), distribuídas nas categorias listadas no quadro abaixo:

CATEGORIA DE RISCO DE EXTINÇÃO	Nº DE ESPÉCIES
Extinta (EX)	0
Regionalmente Extinta (RE)	0
Criticamente em Perigo (CR)	9
Em Perigo (EN)	13
Vulnerável (VU)	6
Quase Ameaçada (NT)	10
Menos Preocupante (LC)	169
Dados Insuficientes (DD)	47
Não Aplicável (NA)	1
TOTAL	255

Até 2013, eram registradas no Brasil 42 espécies de caranguejos eglídeos, das quais 26 espécies foram categorizadas sob ameaça de extinção (12 na oficina de 2010 e 14 na oficina de 2013), correspondendo a 62% das espécies conhecidas. Todas essas espécies ameaçadas de extinção são endêmicas da carcinofauna brasileira (Magris et al., 2010; ICMBio, 2016). Portanto, este é o grupo de crustáceos sob maior risco de extinção no Brasil.

Já entre os crustáceos marinhos foram avaliadas como ameaçadas de extinção as espécies *Johngarthia lagostoma* (H. Milne Edwards, 1837) e *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Magris et al., 2010; ICMBio, 2016).

A Publicação da Lista de Espécies Ameaçadas

A publicação da Portaria MMA nº 445, em 17 de dezembro de 2014, encerrou o primeiro ciclo de avaliação de espécies ameaçadas, reconhecendo 474 espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Destas, 28 espécies de crustáceos, sendo 26 eglídeos (*Aegla* spp.), o guaiamum (*C.*

guanhumí) e o caranguejo-amarelo (*J. lagostoma*).

A Portaria nº 445/2014 gerou uma série de protestos e questionamentos, principalmente por parte da indústria pesqueira (Dario et al., 2015; Pinheiro et al., 2015), resultando em uma liminar da Justiça Federal que suspendeu sua aplicação no dia 8 de junho de 2015. Uma nova decisão judicial, de 22 de junho de 2016, restabeleceu a validade da Portaria, mas em 31 de agosto de 2016, a mesma foi suspensa, novamente, por decisão judicial. A justificativa para a suspensão dessa portaria está restrita ao questionamento sobre a legalidade do art. 3º que regulamenta o uso de espécies classificadas como “vulneráveis”, bem como define, em seus incisos I a V, critérios que devem ser observados para o acesso a estes recursos, o que estaria em desacordo com o disposto no Decreto nº 6.981/2009, que regulamenta a atuação conjunta dos Ministérios da Pesca e Aquicultura e do Meio Ambiente nos aspectos relacionados ao uso sustentável dos recursos pesqueiros. Não há, portanto, qualquer questionamento sobre o método aplicado ou a qualidade das informações empregadas na avaliação do risco de extinção das espécies avaliadas. No caso dos crustáceos, o guaiamum é a única espécie ameaçada de extinção envolvida na questão, devido a sua importância pesqueira.

Apesar da controvérsia jurídica na qual a lista de espécies de peixes e invertebrados aquáticos ameaçadas de extinção continua envolvida, foi iniciada em 2015, junto com pesquisadores e representantes da pesca artesanal, a elaboração do plano de recuperação do guaiamum (vide as Portarias MMA nº 23/2015 e MMA nº 162/2015).

Embora ainda em fase de elaboração, o plano de recuperação do guaiamum pretende fomentar o monitoramento de base comunitária, permitindo a captura em algumas unidades de conservação de uso sustentável na região nordeste, nos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro, assim como em áreas especialmente delimitadas no nordeste, desde que respeitadas as restrições que serão estabelecidas no referido plano. Para isso, serão mapeadas as pesquisas feitas nas unidades de conservação de uso sustentável, observados os objetivos e pontos de referência apresentados na Proposta de Plano de Gestão (Dias-Neto, 2011), e as ações do Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal - PAN Manguezal (Portaria nº 9/2015).

Com a experiência adquirida neste ciclo de avaliação, espera-se que haja um contínuo incremento na qualidade das informações utilizadas, garantindo avaliações cada vez mais consistentes. Dessa forma, será possível aperfeiçoar o embasamento técnico do planejamento de ações de conservação direcionadas às espécies ameaçadas.

Bibliografia

- Amaral, A.C.Z. & Jablonski, S. 2005. Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3): 625-631.
- Dario, F.D.; Alves, C.B.M.; Boos, H.; Fredou, F.L.; Lessa, R.P.T.; Mincarone, M.M.; Pinheiro, M.A.A.; Polaz, C.N.M.; Reis, R.E.; Rocha, L.A.; Santana, F.M.; Santos, R.A.; Santos, S.B.; Vianna, M. & Vieira, F. 2015. A better way forward for Brazil's fisheries. *Science*, 347: 1079.
- Dias-Neto, J. (org.). 2011. Proposta do Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul. Série Plano de Gestão Recursos Pesqueiros, 4. Brasília: IBAMA.
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2016. Avaliação do risco de extinção dos crustáceos no Brasil: 2010-2014. Itajaí (SC): CEPSUL. <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/biblioteca/download/trabalhos_tecnicos/pub_2016_avaliacao_crustaceos_2010_2014.pdf> [Acessado em 25/09/2016].
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2016. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 12. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. <<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>>. [Acessado em 25/09/2016].
- Mace, G.M.; Collar, N. J.; Gaston, K.J.; Hilton-Taylor, C.; Akçakaya, H.R.; Leader-Williams, N.; Milner-Gulland, E.J. & Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22: 1424-1442. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x
- Magris, R.A.; Bond-Buckup, G.; Magalhães, C.; Mantelatto, F.L.M.; Reid, J.; Loureiro, M.A.E.; Coelho, P.A.; Santana, W.; Buckup, L.; Rocha, S. S.; Bueno, S. L. S.; Pinheiro, M.A.A.; Dincao, F.; Ivo, C.T.C.; Dias-Neto, J.; Rodrigues, E.S.; Araujo, P.B.; Boos, H. & Duarte, L.F.A. 2010. Quantification of extinction risk for crustacean species: an overview of the National Red Listing process in Brazil. *Nauplius*, 18: 129-135.
- Martin, J.W. & Davis, G.E. 2001. An updated classification of the recent Crustacea. Los Angeles: Natural History Museum of Los Angeles County. 124p.
- Pinheiro, M.A.A.; Alves, C.B.M.; Boos, H.; Dario, F.D.; Figueiredo, C.A.; Fredou, F.L.; Lessa, R.P.T.; Mincarone, M.M.; Polaz, C.N.M.; Reis, R.E.; Rocha, L.A.; Santos, R.A.; Santos, S.B.; Vianna, M. & Vieira, F. 2015. Conservar a fauna aquática para garantir a produção pesqueira. *Ciência e Cultura*, 67: 56-59.

Prancha I



Grupo de trabalho - Oficina setembro/2013



Grupo de trabalho - Oficina setembro/2013



Grupo de trabalho - Oficina novembro/2013



Grupo de trabalho - Oficina novembro/2013



Grupo de trabalho - Oficina novembro/2013



Grupo de trabalho - Oficina novembro/2013

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DOS EGLÍDEOS (DECAPODA: A EGLIDAE)

**Sérgio L. S. Bueno, Sandro Santos, Sérgio S. da Rocha, Kelly M. Gomes,
Emerson C. Mossolin & Fernando L. Mantelatto**

Palavras-chave: *Aegla*, *Anomura*, água doce, ameaça, extinção, impacto, região Neotropical.

Introdução

A família Aeglidae Dana, 1852 é composta por três gêneros, *Aegla* Leach, 1820, *Haumuriaegla* Feldmann, 1984, e *Protaegla* Feldmann et al., 1998, sendo estes dois últimos extintos e provenientes de sedimentos de origem marinha. Apesar de os registros fósseis confirmarem a origem marinha da família Aeglidae (Feldmann, 1984; Feldmann et al., 1998), *Aegla* representa o único táxon da fauna atual de decápodes anomuros, cujo ciclo de vida transcorre exclusivamente em ambiente de água doce. Até 2015, setenta e oito espécies e subespécies encontravam-se formalmente descritas (Santos et al., 2015), todas com distribuição restrita às regiões temperada e subtropical da América do Sul.

O texto deste capítulo procurou expressar padrões e tendências que permitissem uma generalização de aspectos de natureza biológica para as espécies de *Aegla* com base em estudos de campo e/ou conduzidos em condições laboratoriais disponíveis na literatura até 2014. Uma vez que as espécies e subespécies do gênero *Aegla* constituem os únicos representantes da fauna atual dentro da família Aeglidae, doravante será tomada a liberdade de se utilizar no texto o termo “eglídeo” para se referir exclusivamente às espécies e subespécies pertencentes a esse gênero.

Este capítulo é concluído com a avaliação do estado de conservação de 42 espécies de eglídeos da fauna brasileira, tendo como base as oficinas de avaliação coordenadas pelo ICMBio e realizadas nos anos de 2010 e 2013. O capítulo não inclui, porém, outras cinco espécies novas (*Aegla georginae*, *A. ludwigi*, *A. meloi*, *A. loyolai* e *A. lancinhas*), cujas descrições contidas em Santos et al. (2013, 2015) foram publicadas, posteriormente, às referidas oficinas de trabalho. Essas cinco espécies complementam o total de 47 espécies da nossa fauna, conforme mencionado anteriormente.

Distribuição Geográfica

Aegla é endêmico da Região Neotropical, ocorrendo em águas continentais do Chile, Argentina, Bolívia, Paraguai, Uruguai e Brasil (regiões Sul e Sudeste) (Schmitt, 1942; Bond-Buckup & Buckup, 1994). Os limites setentrional e meridional de distribuição estão representados, respectivamente, pelo Município de Claraval (latitude 20°S), em Minas Gerais, Brasil (Bueno et al., 2007) e pela Ilha de Duque de York (latitude 50°S), no Chile (Oyanedel et al., 2011).

Com base em estudo que associa o estado de conhecimento sobre a formação das paleobacias no continente sul-americano, registros de ocorrência e análise filogenética, Pérez-Losada et al. (2004), apresentaram hipótese sobre a história evolutiva de *Aegla*, indicando como ponto de origem o lado Pacífico do continente, há cerca de 60 milhões de anos (Cretáceo Superior). A formação da Cordilheira dos Andes propiciou uma irradiação posterior, em direção leste, mediante a intercomunicação de massas de águas continentais com as paleobacias do Paraná e do Uruguai em formação durante o Eoceno Superior e Oligoceno Inferior (cerca de 40 milhões de anos atrás) (Pérez-Losada et al., 2004).

Nas suas configurações atuais, as bacias do Paraná e do Uruguai abrigam em conjunto o maior número de espécies de *Aegla*, sendo que, apenas no Brasil, esse número chega a ser superior à metade das espécies conhecidas (47 em 78, ou 60,26% em dados até 2015, com base em McLaughlin et al., 2010, acrescido de descrições recentes de espécies novas em Santos et al., 2009, 2010, 2012, 2013, 2014, 2015; Bond-Buckup et al., 2010a, b). Considerando apenas essas 47 espécies com registros de ocorrência em nosso país, 42 (ou 89,36%) são endêmicas de nossa fauna de crustáceos decápodes de água doce, sem registros de ocorrência em nenhum outro país sul-americano. Muitas dessas 47 espécies apresentam forte endemismo em termos de padrão de distribuição, ocorrendo em uma única localidade representada pela localidade-tipo ou em maior número de localidades, porém, com restrita área total de ocupação, muitas vezes caracterizada pela ocorrência de isolamento reprodutivo entre as subpopulações reconhecidas. Essas características deixam as espécies bastante vulneráveis frente às situações que envolvam a perda de hábitat ou danos severos ao ecossistema onde vivem.

Habitat e Ecologia

A maioria das espécies habita ambientes lóticos, frequentemente caracterizados por cursos d'água com acentuado hidrodinamismo e oxigenação, porém há registro de espécies adaptadas aos ambientes lênticos (Bond-Buckup et al., 2008). A maioria das espécies ocorre em ambiente epígeo, embora algumas sejam encontradas exclusivamente no interior de cavernas (espécies troglóbias),

com adaptações morfológicas à vida subterrânea (= troglomorfo), enquanto outras constituem populações bem estabelecidas tanto em ambiente epígeo como subterrâneo (Türkay, 1972; Moracchioli, 1994; Rocha & Bueno, 2004; Bond-Buckup et al., 2008; Rocha & Bueno, 2011; Fernandes et al., 2013).

Os eglídeos constituem um importante componente da comunidade de macro invertebrados nos sistemas límnicos (Chalar, 1994). Apresentam hábito alimentar onívoro, consumindo detritos vegetais, algas, formas aquáticas imaturas ou adultas de alguns grupos de insetos hemimetábolos e holometábolos (Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera e Diptera) ou mesmo de outros crustáceos de pequeno porte (Ostracoda, Cladocera e Amphipoda) e moluscos (Magni & Py-Daniel, 1989; Lara & Moreno, 1995; Bueno & Bond-Buckup, 2004; Bücken et al., 2008; Santos et al., 2008). Os eglídeos também desempenham importante papel na reciclagem de nutrientes, participando do processo de fragmentação da biomassa de folhas que caem nos corpos d'água (Cogo & Santos, 2013). Por outro lado, também fazem parte da dieta de vários vertebrados como peixes (Burns, 1972), lontras (Pardini, 1998; Cassini et al., 2009) e jacarés (Melo, 1990).

Biologia Geral

A distinção entre os sexos pode ser realizada mediante observação da presença de pares de pleópodes desenvolvidos no abdome das fêmeas, caráter este ausente nos machos, e também pela posição dos gonóporos na coxa do 3º par de pereópodes nas fêmeas ou na extremidade de um prolongamento (= tubo sexual) na coxa do 5º par de pereópodes nos machos (Martin & Abele, 1988). Além dessas diferenças, apresentam outros caracteres sexualmente dimórficos, particularmente quanto ao tamanho máximo que cada sexo atinge em vida (maior nos machos), ao grau de desenvolvimento dos quelípodes (mais desenvolvido nos machos) e largura do abdome (mais largo nas fêmeas) (Colpo et al., 2005; Viau, 2006; Bueno & Shimizu, 2009; Oliveira & Santos, 2011; Trevisan & Santos, 2012).

Em relação ao par de quelípodes, machos e fêmeas de eglídeos são, na maioria das espécies, heteroquélicos, com predomínio do apêndice esquerdo como o mais robusto e desenvolvido em ambos os sexos nas espécies analisadas quanto a esse aspecto (Bueno & Shimizu, 2009). Quanto ao abdome, a maior largura, somada à concavidade mais pronunciada da região ventral do mesmo em relação aos machos, reflete a importância desse tagma nas fêmeas no processo de acomodação e incubação dos ovos e no posterior cuidado maternal dos jovens após a eclosão.

A maturidade morfológica marca a passagem da fase jovem para a adulta e a determinação do tamanho corpóreo em que ela é atingida para cada sexo é, frequentemente, definida mediante análise do crescimento alométrico (Colpo et al., 2005; Viau et al., 2006; Bueno & Shimizu, 2009; Oliveira & Santos, 2011; Trevisan & Santos, 2012). Já a maturidade funcional é atingida posteriormente, quando

os animais apresentam gônadas em estágio maduro e encontram-se aptos a se acasalarem e produzirem novas gerações. O resultado final do processo reprodutivo bem-sucedido é o surgimento de fêmeas ovígeras na população, caracterizadas pela presença de ovos incubados e presos aos apêndices abdominais. Dados sobre a frequência relativa de ocorrência distribuídas em classes de tamanho têm sido utilizados para a determinação da maturidade funcional nesse sexo (Noro & Buckup, 2002; Colpo et al., 2005; Viau et al., 2006; Bueno & Shimizu, 2008; Rocha et al., 2010; Grabowski et al., 2013). Em fêmeas de eglídeos, a maturidade funcional coincide com a maturidade das gônadas, cujo desenvolvimento tem sido estudado por alguns autores (Viau et al., 2006; Sokolowicz et al., 2006, 2007).

A proximidade ou a iminência de ocorrer uma desova pode ser avaliada com base na observação do estágio final de desenvolvimento dos ovários, que podem ser vistos por transparência através da cutícula fina da superfície ventral do abdome (Bueno & Shimizu, 2008; Rocha et al., 2010; Grabowski et al., 2013). O acasalamento é precedido de exibição de comportamento de corte entre machos e fêmeas sexualmente maduros, podendo ocorrer comportamentos agonísticos entre machos competidores (Almerão et al., 2010). Em algumas espécies, que exibem padrão reprodutivo marcadamente sazonal, verificou-se que machos adultos podem apresentar dois morfotipos distintos e sequenciais (I e II), os quais podem ser distinguidos quanto ao grau de desenvolvimento das quelas (Bueno & Shimizu, 2009). A transição temporal do morfotipo I, portador de quelas menos robustas, para outro com quelas mais robustas (morfotipo II) na população está associada com a proximidade do início do período reprodutivo (Bueno & Shimizu, 2009; Cohen et al., 2011). Este último morfotipo representa, portanto, o macho adulto que atingiu a maturidade funcional e que terá participação efetiva no processo de acasalamento (Bueno & Shimizu, 2009).

Com base na observação de fêmeas ovígeras na população, em amostras tomadas mensalmente, o período reprodutivo em eglídeos pode apresentar padrão contínuo (todos os meses) ou sazonal (alguns meses, com número variável conforme a espécie) (Tudge, 2003; Bueno & Shimizu, 2008). Espécies que apresentam padrão contínuo tendem a apresentar um ou mais períodos de maior intensidade reprodutiva, revelada pela observação de maior proporção (picos, em representação gráfica) de fêmeas ovígeras em relação às fêmeas adultas não-ovígeras (Bueno & Bond-Buckup, 2000; Colpo et al., 2005; Viau et al., 2006). Espécies que apresentam padrão reprodutivo sazonal geralmente apresentam período reprodutivo entre o outono e o início da primavera, sendo o inverno a estação de maior intensidade reprodutiva (López, 1965; Rodrigues & Hebling, 1978; Swiech-Ayoub & Masunari, 2001b; Noro & Buckup, 2002; Fransozo et al., 2003; Colpo et al., 2005; Gonçalves et al., 2006; Bueno & Shimizu, 2008; Teodósio & Masunari, 2009; Rocha et al., 2010; Cohen et al., 2011; Grabowski et al., 2013).

O padrão reprodutivo em eglídeos parece estar fortemente relacionado ao fator latitudinal e a influência de parâmetros ambientais locais, particularmente

a variabilidade (expressa em desvio padrão) da temperatura e precipitação pluviométrica (Bueno & Shimizu, 2008). Espécies com período reprodutivo longo tendem a ocorrer em latitudes maiores e em regiões temperadas e mais frias, enquanto as espécies com padrão reprodutivo sazonal tendem a ocorrer em latitudes menores, em regiões subtropicais com padrão climático anual, fortemente caracterizado por um período quente e chuvoso, seguido de outro frio e seco (Bueno & Shimizu, 2008).

A fecundidade média em eglídeos é baixa e caracterizada pela produção de poucos ovos, porém grandes, se comparados a outros decápodes marinhos que incubam seus ovos, oscilando de poucas dezenas a até algumas centenas (López, 1965; Rodrigues & Hebling, 1978; Bueno & Bond-Buckup, 2000; Swiech-Ayoub & Masunari, 2001a; Noro & Buckup, 2002; Fransozo et al., 2003; Colpo et al., 2005; Gonçalves et al., 2006; Bueno & Shimizu, 2008; Rocha et al., 2010). Durante o desenvolvimento embrionário é possível reconhecer no embrião em desenvolvimento características morfológicas que podem ser associadas a estágios larvais correspondentes àqueles observados em outros decápodes (Lizardo-Daudt & Bond-Buckup, 2003). Os eglídeos, porém, possuem desenvolvimento pós-embrionário do tipo direto (= epimórfico), caracterizado pela eclosão de uma forma jovem de hábito bentônico e morfológicamente semelhante ao adulto. Os jovens recém-eclodidos permanecem sob o cuidado da fêmea, que os mantém na câmara incubadora formada pelo abdome flexionado sob o próprio corpo durante os primeiros dias de vida, em período que pode variar para cada espécie (Rodrigues & Hebling, 1978; Swiech-Ayoub & Masunari, 2001a; López-Greco et al., 2004). A morfologia do primeiro estágio juvenil encontra-se descrita para apenas oito espécies, todas com ocorrência no Brasil (Bond-Buckup et al., 1996; Bueno & Bond-Buckup, 1996; Bond-Buckup et al., 1999; Francisco et al., 2007; Teodósio & Masunari, 2007; Moraes & Bueno, 2013).

Com base em estudos sobre o crescimento somático, a longevidade varia com a espécie considerada, oscilando de dois a pouco mais de três anos (Bueno et al., 2000; Swiech-Ayoub & Masunari, 2001b; Noro & Buckup, 2003; Boos et al., 2006; Silva-Castiglioni et al., 2006; Silva-Gonçalves et al., 2009; Trevisan & Santos, 2011; Cohen et al., 2011). Estudos direcionados à realização de estimativas de tamanho populacional ainda são poucos, como os desenvolvidos por Bueno & Bond-Buckup (2000), Bueno et al. (2007; 2014), Cohen et al. (2013), Dalosto et al. (2014), Trevisan & Santos (2014) e Trevisan et al. (2014) para espécies de ambiente epígeo, além dos trabalhos de Moracchioli (1994) e Maia et al. (2013) para espécies troglóbias.

Ameaças

Com base nos critérios de avaliação do estado de conservação propostos pela

International Union for Conservation of Nature (IUCN), Bond-Buckup et al. (2008) ressaltaram que 23 (ou 36,5%) das espécies de eglídeos reconhecidas até então (n = 63; Brasil e outros países sul-americanos) poderiam ser categorizadas como ameaçadas ou em perigo.

No que diz respeito às 42 espécies com ocorrência registrada para o Brasil e que foram avaliadas quanto ao estado de conservação no presente trabalho, um percentual superior a 61% encontra-se ameaçado e alocado nas seguintes categorias: “Criticamente Em Perigo” (CR, com 8 espécies, ou 19,05%), “Em Perigo” (EN, 12 espécies, ou 28,57%) e “Vulnerável” (VU, 6 espécies, ou 14,26%) (vide lista de espécies ao final deste capítulo).

Ameaças apontadas como fatores que contribuem para esse quadro incluem a distribuição restrita e o alto grau de endemismo, observado para várias espécies, além da contínua degradação e fragmentação dos ambientes de água doce em escala generalizada (Pérez-Losada et al., 2009). O impacto negativo sobre as águas tem como consequência direta o enquadramento comprovado de muitas espécies na condição de ameaçadas ou em perigo de extinção.

Ações de Conservação

A maioria das espécies é registrada em riachos externos às Unidades de Conservação, portanto, não existem ainda planos específicos disponíveis à preservação das espécies de eglídeos presentes em águas continentais brasileiras.

Pesquisas Necessárias

Analisando-se a área de distribuição dos eglídeos nas bacias hidrográficas das regiões sudeste e sul do Brasil, nota-se que há setores com alta riqueza de espécies e outros, com características relativamente similares, onde a riqueza é significativamente menor. Geralmente, os dados de coletas se concentram ao redor dos grandes centros de pesquisa, o que aponta para a necessidade de realização de novos inventários, em locais ainda não estudados ou pouco explorados. Considerando-se o número de espécies novas descritas nos últimos dez anos e a existência de regiões menos estudadas, supõe-se que novas espécies ainda serão descritas nos próximos anos. Assim, é essencial que todas as espécies do grupo, em particular, aquelas recentemente descritas, possam ser avaliadas e monitoradas quanto ao risco de extinção com base em critérios estabelecidos pela IUCN (2013).

Atenção especial também deve ser dada às espécies com ampla distribuição. Estudos recentes apontam para uma grande diversidade genética entre as populações de espécies com essa característica, o que pode ser um indicativo de

espécies crípticas (Bartholomei-Santos et al., 2011; Giri et al., 2014; Marchiori et al., 2014; Trevisan et al., 2014). Estudos filogeográficos podem ajudar a desvendar a história evolutiva destas populações, clarificando questões taxonômicas inerentes às espécies com ampla distribuição.

Agradecimentos

Os autores do presente capítulo gostariam de expressar sinceros agradecimentos aos seguintes colaboradores: Georgina Bond-Buckup, Ludwig Buckup e Juliana Cristina Bertacini de Moraes.

Bibliografia

- Almerão, M.; Bond-Buckup, G. & Mendonça Jr., M.S. 2010. Mating behavior of *Aegla platensis* (Crustacea, Anomura, Aeglidae) under laboratory conditions. *Journal of Ethology*, 28: 87-94.
- Bartholomei-Santos, M.L.; Roratto, P.A. & Santos, S. 2011. High genetic differentiation of *Aegla longirostri* (Crustacea, Decapoda, Anomura) populations in southern Brazil revealed by multi-loci microsatellite analysis. *Genetics and Molecular Research*, 10(4): 4133-4146.
- Bond-Buckup, G. & Buckup, L. 1994. A família Aeglidae (Crustacea, Decapoda, Anomura). *Arquivos de Zoologia*, 32: 159-346.
- Bond-Buckup, G.; Bueno, A.P. & Keunecke, K.A. 1996. Primeiro estágio juvenil de *Aegla prado* Schmitt (Crustacea, Decapoda, Anomura, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 13(4): 1049-1061.
- Bond-Buckup, G.; Bueno, A.P. & Keunecke, K.A. 1999. Morphological characteristics of juvenile specimens of *Aegla* (Decapoda, Anomura, Aeglidae), 371-381. *In*: Schram, F.R. & von Vaupel-Klein, J.C. (eds.), *Crustacean and the Biodiversity Crisis: Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress*. Vol. 1. Koninklijke Brill NV, Amsterdam, The Netherlands. pp: 371-381.
- Bond-Buckup, G.; Jara, C.G.; Buckup, L.; Bueno, A.A.P.; Pérez-Losada, M. & Crandall, K.A. 2010a. Description of a new species of Aeglidae, and new records of related species from river basins in Argentina (Crustacea: Anomura). *Zootaxa*, 2343: 18-30.
- Bond-Buckup, G.; Jara, C.G.; Buckup, L.; Pérez-Losada, A.M.; Bueno, A.A.P.; Crandall, K.A. Santos, S. 2010b. New species and new records of endemic freshwater crabs from the Atlantic Forest in Southern Brazil (Anomura: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 30: 495-502.
- Bond-Buckup, G.; Jara, C.G.; Pérez-Losada, M.; Buckup, L. & Crandall, K.A. 2008. Global

- diversity of crabs (Aeglidae: Anomura: Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 267-273.
- Boos, H.; Silva-Castiglioni, D.; Schacht, K.; Buckup, L. & Bond-Buckup, G. 2006. Crescimento de *Aegla jarai* Bond-Buckup & Buckup (Crustacea, Anomura, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 23(2): 490-496.
- Bücker, F.; Gonçalves, R.; Bond-Buckup, G. & Melo, A. 2008. Effect of environmental variables on the distribution of two freshwater crabs (Anomura: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 28(2): 248-251.
- Bueno, A.A.P. & Bond-Buckup, G. 1996. Os estágios juvenis iniciais de *Aegla violacea* Bond-Buckup & Buckup (Crustacea, Anomura, Aeglidae). *Nauplius*, 4: 39-47.
- Bueno, A.A.P. & Bond-Buckup, G. 2000. Dinâmica populacional de *Aegla platensis* Schmitt (Crustacea, Decapoda, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 17(1): 43-49.
- Bueno, A.A.P. & Bond-Buckup, G. 2004. Natural diet of *Aegla platensis* Schmitt and *Aegla ligulata* Bond-Buckup & Buckup (Crustacea, Decapoda, Aeglidae) from Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(2): 115-127.
- Bueno, A.A.P.; Bond-Buckup, G. & Buckup, L. 2000. Crescimento de *Aegla platensis* Schmitt em ambiente natural (Crustacea, Decapoda, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 17(1): 51-60.
- Bueno, S.L.S. & Shimizu, R.M. 2008. Reproductive biology and functional maturity in females of *Aegla franca* (Decapoda: Anomura: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 28: 652-662.
- Bueno, S.L.S. & Shimizu, R.M. 2009. Allometric growth, sexual maturity, and adult male chelae dimorphism in *Aegla franca* (Decapoda: Anomura: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 29: 317-328.
- Bueno, S.L.S.; Shimizu, R.M. & Rocha, S.S. 2007. Estimating the population size of *Aegla franca* (Decapoda: Anomura: Aeglidae) by mark-recapture technique from an isolated section of Barro Preto stream, County of Claraval, State of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 27: 553-559.
- Bueno, S.L.S.; Takano, B.F.; Cohen, F.P.A.; Moraes, J.C.B.; Chiquetto-Machado. P.I.; Vieira, L.C.M. & Shimizu, R.M. 2014. Fluctuations in the population size of the highly endemic *Aegla perobae* (Decapoda: Anomura: Aeglidae) caused by disturbance event. *Journal of Crustacean Biology*, 34(2): 165-173.
- Burns, J.W. 1972. The distribution of South American freshwater crabs (*Aegla*) and their role in trout streams and lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 101(4): 595-607.
- Cassini, M.H.; Fasola, L.; Chehébar, C. & Macdonald, D.W. 2009. Scale-dependent analysis of an otter–crustacean system in Argentinean Patagonia. *Naturwissenschaften*, 96: 593-599.
- Chalar, G. 1994. Zoobenthic composition and abundance in the Arroyo Toledo (Uruguay), and its relation with water quality. *Revista Chilena de Historia Natural*, 67(2): 129-141.

- Cogo, G.B. & Santos, S. 2013. The role of aeglids in shredding organic matter in Neotropical streams. *Journal of Crustacean Biology*, 33(4): 519-526.
- Cohen, F.P.A.; Takano, B.F.; Shimizu, R.M. & Bueno, S.L.S. 2011. Life cycle and population structure of *Aegla paulensis* (Decapoda: Anomura: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 31: 389-395.
- Cohen, F.P.A.; Takano, B.F.; Shimizu, R.M. & Bueno, S.L.S. 2013. Population size of *Aegla paulensis* (Decapoda: Anomura: Aeglidae). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(4): 746-752.
- Colpo, K.D.; Ribeiro, L.O. & Santos, S. 2005. Population biology of the freshwater anomuran *Aegla longirostri* (Aeglidae) from south Brazilian streams. *Journal of Crustacean Biology*, 25(3): 495-499.
- Dalosto, M.M.; Palaoro, A.V.; Oliveira, D.; Samuelsson, E. & Santos, S. 2014. Population biology of *Aegla platensis* (Decapoda: Anomura: Aeglidae) in a tributary of the Uruguay River, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Zoologia*, 31(3): 215-222.
- Feldmann, R.M. 1984. *Haumuriaegla glaessneri* gen. and sp. (Decapoda; Anomura; Aeglidae) from Haumurian (Late Cretaceous) rocks near Cheviot, New Zealand. *New Zealand Journal of Geology and Geophysics*, 27: 379-385.
- Feldmann, R.M.; Vega, F.J.; Applegate, S.P. & Bishop, G.A. 1998. Early Cretaceous arthropods from the Tlayúa formation at Tepexi de Rodríguez, Puebla, México. *Journal of Paleontology*, 72(1): 79-90.
- Fernandes, C.S.; Bueno, S.L.S. & Bichuette, M.E. 2013. Distribution of cave-dwelling *Aegla* spp. (Decapoda: Anomura: Aeglidae) from the Alto Ribeira karstic area in southeastern Brazil based on geomorphological evidence. *Journal of Crustacean Biology*, 33(4): 567-575.
- Francisco, D.A.; Bueno, S.L.S. & Kihara, T.C. 2007. Description of the first juvenile of *Aegla franca* Schmitt, 1942 (Crustacea, Decapoda, Aeglidae). *Zootaxa*, 1509: 17-30.
- Fransozo, A.; Costa, R.C.; Reigada, A.L.D & Nakagaki, J.M. 2003. Population structure of *Aegla castro* Schmitt, 1942 (Crustacea: Anomura: Aeglidae) from Itatinga (SP), Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15(2): 13-20.
- Giri, F.; Ojeda, G.; Rueda, E.; Amavet, P.; Williner, V. & Collins, P. 2014. Population genetics structure of the freshwater anomuran *Aegla uruguayana* Schmitt, 1942 (Decapoda, Aeglidae) in the Central Region of Argentina. *Crustaceana*, 87(4): 414-429.
- Gonçalves, R.S.; Castiglioni, D.S. & Bond-Buckup, G. 2006. Ecologia populacional de *Aegla franciscana* (Crustacea, Decapoda, Anomura) em São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 96(1): 109-114.
- Grabowski, R.C.; Santos, S. & Castilho, A.L. 2013. Reproductive ecology and size of sexual maturity in the anomuran crab *Aegla parana* (Decapoda: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 33(3): 1-7.
- IUCN - International Union for Conservation of Nature. 2013. "Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10. Prepared by the

- Standards and Petitions Subcommittee. Disponível para download em: <<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>>
- Lara, G. & Moreno, C. 1995. Effects of predation of *Aegla abtao* (Crustacea, Aeglidae) on the spatial distribution pattern and abundance of *Diplodon chilensis* (Bivalvia, Hyriidae) in Lake Panguipulli, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 68: 123-129.
- Lizardo-Daudt, H.M. & Bond-Buckup, G. 2003. Morphological aspects of the embryonic development of *Aegla platensis* (Decapoda Aeglidae). *Crustaceana*, 76(1): 13-25.
- López, M.T. 1965. Estudos biológicos em *Aegla oderbrechtti paulensis*, Schmitt. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Série Zoologia*, 25: 301-314.
- López-Greco, L.S.; Viau, V.; Lavolpe, M.; Bond-Buckup, G. & Rodríguez, E.M. 2004. Juvenile hatching and maternal care in *Aegla uruguayana* (Anomura, Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 24(2): 309-313.
- Magni, S.T. & Py-Daniel, V. 1989. *Aegla platensis* Schmitt, 1942 (Decapoda: Anomura) um predador de imaturos de Simuliidae (Diptera: Culicomorpha). *Revista da Saúde Pública*, 23(3): 258-259.
- Maia, K.P.; Bueno, S.L.S. & Trajano, E. 2013. Ecologia populacional e conservação de eglídeos (Crustacea: Decapoda: Aeglidae) em cavernas da área cárstica do Alto Ribeira, em São Paulo. *Revista da Biologia*, 10(2): 40-45.
- Marchiori, A.B.; Bartholomei-Santos, M.L. & Santos, S. 2014. Intraspecific variation in *Aegla longirostri* (Crustacea: Decapoda: Anomura) revealed by geometric morphometrics: evidence for ongoing speciation? *Biological Journal of the Linnean Society*, 112(1): 31-39.
- Martin, J.W. & Abele, L.G. 1988. External morphology of the genus *Aegla* (Crustacea: Anomura: Aeglidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 453: 1-46.
- McLaughlin, P.A.; Lemaitre, R. & Crandall, K.A. 2010. Annotated checklist of anomuran decapod crustaceans of the world (exclusive of the Kiwaoidea and families Chirostylidae and Galatheidae of the Galatheoidea) Part III – Aegloidea. *The Ruffles Bulletin of Zoology, Supplement 23*: 131-137.
- Melo, M.T.Q. 1990. Dieta de *Caiman latirostris* (Daudin, 1802) na Estação Ecológica do Taim, RS. Porto Alegre, Instituto de Biociências, Pontifícia, Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 63p. (Dissertação de Mestrado).
- Moracchioli, N. 1994. Estudo da Biologia de *Aegla* spp. Cavernícolas do Vale do Alto Rio Ribeira, São Paulo (Crustacea: Anomura: Aeglidae). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 148p (Dissertação de Mestrado).
- Moraes, J.C.B. & Bueno, S.L.S. 2013. Description of the newly-hatched juvenile of *Aegla paulensis* (Decapoda, Anomura, Aeglidae). *Zootaxa*, 3635(5): 501-519.
- Noro, C.K. & Buckup, L. 2002. Biologia reprodutiva e ecología de *Aegla leptodactyla* Buckup & Rossi (Crustacea, Anomura, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 19(4): 1063 -1074.

- Noro, C.K. & Buckup, L. 2003. O crescimento de *Aegla leptodactyla* Buckup & Rossi (Crustacea, Anomura, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 20(2): 191-198.
- Oliveira, D. & Santos, S. 2011. Maturidade sexual morfológica de *Aegla platensis* (Crustacea, Decapoda, Anomura) no Lajeado Bonito, norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 101(1-2): 127-130.
- Oyanedel, A.; Valdovinos, C.; Sandoval, N.; Moya, C.; Kiessling, G.; Salvo, J. & Olmos, V. 2011. The southernmost freshwater anomurans of the world: geographic distribution and new records of Patagonian aeglids (Decapoda: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 31: 396-400.
- Pardini, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 245: 385-391.
- Pérez-Losada, M.; Bond-Buckup G.; Jara, C.G. & Crandall, K.A. 2004. Molecular systematics and biogeography of the southern South American freshwater “crabs” *Aegla* (Decapoda: Anomura: Aeglidae) using multiple heuristic tree search approaches. *Systematic Biology*, 53(5): 767-780.
- Pérez-Losada, M.; Bond-Buckup, G.; Jara, C.G. & Crandall, K.A. 2009. Conservation assessment of southern South American freshwater ecoregions on the basis of the distribution and genetic diversity of crabs from the genus *Aegla*. *Conservation Biology*, 23: 692-702.
- Rocha, S.S. & Bueno, S.L.S. 2004. Crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4): 1001-1010.
- Rocha, S.S. & Bueno, S.L.S. 2011. Extension of the known distribution of *Aegla strinatii* Türkay, 1972 and a checklist of decapod crustaceans (Aeglidae, Palaemonidae and Trichodactylidae) from the Jacupiranga State Park, South of São Paulo State, Brazil. *Nauplius*, 19(2): 163-167
- Rocha, S.S.; Shimizu, R.M. & Bueno, S.L.S. 2010. Reproductive biology in females of *Aegla strinatii* (Decapoda: Anomura: Aeglidae). *Journal of Crustacean Biology*, 30(4): 589-596.
- Rodrigues, W. & Hebling, N.J. 1978. Estudos biológicos em *Aegla perobae* Hebling & Rodrigues, 1877 (Decapoda, Anomura). *Revista brasileira de Biologia*, 38: 383-390.
- Santos, S.; Ayres-Peres, L.; Cardoso, R.C.F. & Sokolowicz, C.C. 2008. Natural diet of the freshwater anomuran *Aegla longirostri* (Crustacea, Anomura, Aeglidae). *Journal of Natural History*, 42(13-14): 1027-1037.
- Santos, S.; Bond-Buckup, G.; Pérez-Losada, M.; Bartholomei-Santos, M.L. & Buckup, L. 2009. *Aegla manuinflata*, a new species of freshwater anomuran (Decapoda: Anomura: Aeglidae) from Brazil, determined by morphological and molecular characters. *Zootaxa*, 2088: 31-40.
- Santos, S.; Bond-Buckup, G.; Pérez-Losada, M.; Jara, C.G.; Crandall, K. & Buckup, L. 2010. New records and description of a new species of Aeglidae (Crustacea: Anomura) from river basins in southern Brazil. *Nauplius*, 18(1): 79-86.

- Santos, S.; Bond-Buckup, G.; Buckup, L.; Pérez-Losada, M.; Finley, M. & Crandall, K.A. 2012. Three new species of *Aegla* (Anomura) freshwater crabs from the Upper Uruguay River Hydrographic Basin in Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 32(4): 529-540.
- Santos, S.; Jara, C.G.; Bartholomei-Santos, M.L.; Pérez-Losada, M. & Crandall, K.A. 2013. New species and records of the genus *Aegla* Leach 1820 from the West-Central region of Rio Grande do Sul, Brazil. *Nauplius*, 21(2): 211-223.
- Santos, S.; Bond-Buckup, G.; Buckup, L.; Gonçalves, A.S.; Verdi, A. & Loureiro, T.G. 2014. The Aeglidae of Uruguay (Decapoda, Anomura) with the description of a new species of *Aegla* in *Advances in freshwater decapod systematics and biology*, Darren C. J. Yeo, Neil Cumberlidge & Sebastian Klaus (Eds.). *Crustaceana Monographs* 19: 195-205.
- Santos, S.; Bond-Buckup, G., Buckup, L., Bartholomei-Santos, M.L., Pérez-Losada, M., Jara C.G. & Crandall, K.A. 2015. Three new species of Aeglidae (*Aegla* Leach, 1820) from Paraná state, Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 35 (6), 839-849.
- Schmitt, W.L. 1942. The species of *Aegla*, endemic South American fresh-water crustaceans. *Proceedings of the United States National Museum*, 91: 431-524.
- Silva-Castiglioni, D.; Barcelos, D.F. & Santos, S. 2006. Crescimento de *Aegla longirostri* Bond-Buckup & Buckup (Crustacea, Anomura, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 23(2): 408-413.
- Silva-Gonçalves, R.; Bond-Buckup, G. & Buckup, L. 2009. Crescimento de *Aegla itacolomiensis* (Crustacea, Decapoda) em um arroio da Mata Atlântica no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(4): 397-402.
- Sokolowicz, C.C.; Bond-Buckup, G. & Buckup, L. 2006. Dynamics of gonadal development of *Aegla platensis* Schmitt (Decapoda, Anomura, Aeglidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 23 (4): 1153-1158.
- Sokolowicz, C.C.; López-Greco, L.S.; Gonçalves, R. & Bond-Buckup, G. 2007. The gonads of *Aegla platensis* Schmitt (Decapoda, Anomura, Aeglidae): a macroscopic and histological perspective. *Acta Zoologica*, 88: 71-79.
- Swiech-Ayoub, B.P. & Masunari, S. 2001a. Flutuações temporal e espacial de abundância e composição de tamanho de *Aegla castro* Schmitt (Crustacea, Anomura, Aeglidae) no Buraco do Padre, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 18(3): 1003-1017.
- Swiech-Ayoub, B.P. & Masunari, S. 2001b. Biologia reprodutiva de *Aegla castro* Schmitt (Crustacea, Anomura, Aeglidae) no Buraco do Padre, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 18(3): 1019-1030.
- Teodósio, E.A.F.M.O. & Masunari, S. 2007. Description of first two juvenile stages of *Aegla schmitti* Hobbs III, 1979 (Anomura: Aeglidae). *Nauplius*, 15(2): 73-80.
- Teodósio, E.A.F.M.O. & Masunari, S. 2009. Estrutura populacional de *Aegla schmitti* (Crustacea: Anomura: Aeglidae) nos reservatórios dos mananciais da Serra, Piraquara, Paraná, Brasil. *Zoologia*, 26(1): 19-24.
- Trevisan, A.; Marochi, M.Z.; Costa, M.; Santos, S. & Masunari, S. 2014. Effects of

- the evolution of the Serra do Mar mountains on the shape of the geographically isolated populations of *Aegla schmitti* Hobbs III, 1979 (Decapoda: Anomura). *Acta Zoologica*, 97(1): 34-41.
- Trevisan, A. & Santos, S. 2011. Crescimento de *Aegla manuinflata* (Decapoda, Anomura, Aeglidae) em ambiente natural. *Iheringia, Série Zoologia*, 101(4): 336-342.
- Trevisan, A. & Santos, S. 2012. Morphological sexual maturity, sexual dimorphism and heterochely in *Aegla manuinflata* (Anomura). *Journal of Crustacean Biology*, 32(4): 519-527.
- Trevisan, A. & Santos, S. 2014. Population dynamics of *Aegla manuinflata* Bond-Buckup and Santos 2009 (Decapoda: Aeglidae), an threatened species. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(2): 154-162.
- Tudge, C.C. 2003. Endemic and enigmatic: the reproductive biology of *Aegla* (Crustacea: Anomura: Aeglidae) with observations on sperm structure. *Memoirs of Museum Victoria*, 60(1): 63-70.
- Türkay, M. 1972. Neue Höhlendekapoden aus Brasilien (Crustacea). *Revue Suisse de Zoologie*, 79(1): 415-418.
- Viau, V.E.; López-Greco, L.S.; Bond-Buckup, G. & Rodríguez, E.M. 2006. Size at the onset of sexual maturity in the anomuran crab, *Aegla uruguayana* (Aeglidae) *Acta Zoologica*, 87: 253-264.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Aegla brevipalma* Bond-Buckup & Santos, 2012**

Categoria e critério da avaliação: CR – B2ab(iii)

Justificativa: A espécie *Aegla brevipalma* é conhecida em uma única localização, com base em material coletado no ano 2000. Possui área de ocupação estimada inferior a 10 km² e está sujeita ao declínio contínuo da qualidade do habitat. As tentativas de coletar novos indivíduos na única localização conhecida 10 anos depois (2010) da coleta do material-tipo mostraram-se infrutíferas. Considerando estas informações a espécie foi categorizada com Criticamente em Perigo (CR), segundo o critério B2ab(iii).

***Aegla camargoi* Buckup & Rossi, 1977**

Categoria e critério da avaliação: EN – B2ab(iii)

Justificativa: A espécie *Aegla camargoi* tem área de ocupação estimada menor que 500 km² (28 km²), população severamente fragmentada, restrita às áreas de nascentes, com baixo poder de dispersão e com declínio continuado na qualidade do habitat. Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), considerando o critério B2ab(iii).

***Aegla castro* Schmitt, 1942**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aegla castro* ocorre na bacia do alto e médio rio Paranapanema, um dos tributários da bacia do Alto Paraná, abrangendo o sul do estado de São Paulo e norte e nordeste do estado do Paraná. Portanto a espécie tem distribuição relativamente ampla, sendo frequente nos pontos com registro. Não há indícios de ameaça significativa sobre a espécie nos locais amostrados. Desta forma, a espécie foi avaliada com sendo Menos Preocupante (LC).

***Aegla cavernicola* Türkay, 1972**

Categoria e critério da avaliação: CR – B2ab(iii,v)

Justificativa: A espécie é endêmica de um sistema de cavernas (Sistema Areias), possuindo reduzida área de ocupação (aproximadamente 0,02 km²), e que corresponde a uma única “localização” (ing. “location”; sensu IUCN, 2010). Este sistema singular é caracterizado por um habitat subterrâneo frágil e pela comunidade animal fortemente dependente de aporte de nutrientes de origem externa (meio epígeo). Além disso, observa-se ainda a degradação ambiental (assoreamento, desmatamento e poluição da água) no entorno das cavernas em consequência da ocupação humana e um acentuado declínio populacional nos últimos anos.

Aegla franca* Schmitt, 1942*Categoria e critério da avaliação:** CR – B2ab(iii)

Justificativa: O estado de conservação de *Aegla franca* foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2010), com base em informações recentes sobre a biologia e dados sobre a área de ocupação. A espécie é endêmica de córregos pertencentes à microbacia do rio Canoas (municípios de Franca, SP e Claraval, MG), conhecida de apenas sete córregos afluentes do rio Canoas (sete localizações). A população encontra-se fragmentada e a área de ocupação é muito inferior a 10km². Observa-se um processo de degradação ambiental em andamento, causada principalmente pelos seguintes fatores: eliminação da mata ciliar que acompanha os córregos, intensa atividade de agricultura e criação de gado e presença de indústrias de processamento do couro, com descarte de resíduos altamente poluidores e tóxicos nos cursos d'água da região. A categoria proposta para o táxon é “Criticamente Em Perigo (CR)” segundo o critério B2ab(iii).

Aegla franciscana* Buckup & Rossi, 1977*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Aegla franciscana* tem distribuição em parte do planalto catarinense e nordeste do Rio Grande do Sul, contudo existe dúvida sobre seu status taxonômico. Além disso, a espécie pode estar ameaçada de forma severa pelo lançamento de efluentes oriundos de atividades agropecuárias, principalmente a suinocultura. Por ser um complexo de espécies e não ser possível avaliar o quanto a ameaça que incide sobre a espécie impacta cada uma das possíveis entidades taxonômicas, a espécie foi avaliada como sendo da categoria de “Dados Insuficientes” (DD).

Aegla grisella* Bond-Buckup & Buckup, 1994*Categoria e critério da avaliação:** VU – B1ab(iii)

Justificativa: O estado de conservação do caranguejo de rio *Aegla grisella* foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001), com base nos dados disponíveis para a espécie. A categoria proposta para o táxon é “Vulnerável (VU)” segundo o critério B1ab(iii), ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre o tamanho da distribuição geográfica, fragmentação e declínio da qualidade do habitat. A espécie é endêmica de bacias hidrográficas do estado do Rio Grande do Sul, com uma extensão de ocorrência (EOO) estimada em 13.861 km². O valor da EOO está superestimado porque leva em conta toda a área da sub-bacia, mas sabe-se que esta espécie ocupa uma área muito restrita devido às condições ambientais específicas que necessita para sua sobrevivência. A região central do Rio Grande do Sul vem sendo fortemente impactada desde a década de 70, especialmente pelo cultivo da monocultura da soja, com visível impacto sobre a qualidade das águas. O habitat da espécie, assim como a população, mostra-se muito fragmentado, e os exemplares têm ocorrido somente nas cabeceiras onde as águas ainda se apresentam limpas e com corredeiras.

Aegla inconspicua* Bond-Buckup & Buckup, 1994*Categoria e critério da avaliação:** VU – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla inconspicua* está distribuída no nordeste do estado do Rio Grande do Sul, a extensão de ocorrência (EOO) é menor que 20.000 km² (7.300 km²), com população severamente fragmentada, em áreas com declínio continuado na qualidade do habitat. Considerando as informações, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), atendendo o critério B1ab(iii).

Aegla inermis* Bond-Buckup & Buckup, 1994*Categoria e critério da avaliação:** EN – B1ab(iii)

Justificativa: O estado de conservação do caranguejo dessa espécie foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001). A categoria proposta para o táxon é “Em Perigo (EN)” segundo o critério B1ab(iii), ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre a distribuição geográfica, fragmentação e declínio. A sua ocorrência está restrita aos tributários das bacias do Rio Caí e dos Sinos, no Rio Grande do Sul. Esta última bacia é muito impactada há várias décadas pela utilização de agroquímicos nas plantações, indústrias de couro e dejetos urbanos. São conhecidas apenas cinco localidades com ocorrência da espécie. A extensão de ocorrência da espécie é estimada em cerca de 980 km². A população mostra-se fragmentada e os exemplares ocorrem somente nas cabeceiras onde as águas ainda se apresentam limpas e com corredeiras. Acompanha-se um constante declínio na qualidade do habitat combinada com uma distribuição restrita de *Aegla inermis* espécie, o que pode ocasionar declínio populacional para a espécie.

Aegla itacolomiensis* Bond-Buckup & Buckup, 1994*Categoria e critério da avaliação:** EN – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla itacolomiensis* ocorre no leste do Rio Grande do Sul, mais especificamente nas bacias hidrográficas do Gravataí, Sinos e Caí, a extensão de ocorrência (EOO) é menor que 5.000 km² (3.979 km²), com população severamente fragmentada, em áreas de declínio continuado na qualidade do habitat. A remoção da mata ciliar, a descaracterização do habitat, despejo de esgoto doméstico e industrial são impactos frequentes nas bacias hidrográficas supracitadas. Considerando as informações, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), atendendo o critério B1ab(iii).

Aegla jarai* Bond-Buckup & Buckup, 1994*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Aegla jarai* se distribui no centro-sul, sudeste e leste de Santa Catarina e norte do Rio Grande do Sul, contudo existe dúvida sobre seu status taxonômico. Existem indícios de que poderia se tratar de um “complexo de espécies”, podendo levar ao desmembramento em duas ou mais entidades taxonômicas e que podem estar ameaçadas de forma severa pelo lançamento de efluentes oriundos de atividades

agropecuárias, principalmente a suinocultura, e o represamento para a construção de hidrelétricas. Por ser um complexo de espécies e não ser possível avaliar o quanto as ameaças que incidem sobre a espécie impacta cada uma das possíveis entidades taxonômicas, *Aegla jarai* foi avaliada como sendo Dados Insuficientes (DD).

***Aegla lata* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: CR – B1ab(i,iii,iv)

Justificativa: O estado de conservação do caranguejo de rio *Aegla lata* foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001), com base nos dados disponíveis para a espécie. A categoria proposta para o táxon é “Criticamente Em Perigo (CR)” segundo o critério B1ab(i,iii,iv), ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre o tamanho da distribuição geográfica, fragmentação e declínio. Espécie endêmica da bacia hidrográfica do Rio Paranapanema, no Paraná, conhecida de apenas três pontos de ocorrência. Em um deles (localidade-tipo) a espécie é considerada extinta localmente, após quatro amostragens realizadas nos últimos 10 anos. Os outros estão no Parque Estadual Mata dos Godoy, em Londrina, em apenas dois riachos nos cursos de cabeceira e médio, com uma extensão de ocorrência (EOO) estimada em 6,5km² (área do Parque). Além de haver apenas duas localizações (dois riachos dentro do Parque), suas populações são pouco abundantes e há observação de redução populacional e declínio da qualidade do habitat. A região no entorno do Parque vem sofrendo desmatamento para o cultivo do café, implantação de pastagens e recentemente grandes monoculturas.

***Aegla leachi* Bond-Buckup & Buckup, 2012**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii) + 2ab(iii)

Justificativa: *Aegla leachi* ocorre em Santa Catarina, a extensão de ocorrência (EOO) é menor que 5.000 km² (4.860 km²) e área de ocupação (AOO) é inferior a 500 km² (12 km²), com população severamente fragmentada, em áreas com declínio continuado na qualidade do habitat. Considerando as informações, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), atendendo aos critérios B1ab(iii)+2ab(iii).

***Aegla leptochela* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: CR – B2ab(iii,v)

Justificativa: O estado de conservação desta espécie foi reavaliado de acordo com os critérios da IUCN (2010), com base em dados atualizados disponíveis para a espécie. A categoria proposta para o táxon é de “Criticamente Ameaçada (CR)” segundo o critério B2ab(iii,v), selecionado com base em uma área de ocupação (AOO) muito reduzida e estimada em 0,00864 km²; apenas uma localização, representada pela própria localidade-tipo (Gruta dos Paiva - SP) e caracterizada por ser um ambiente singular (hipógeo), frágil e com comunidade animal fortemente dependente de aporte de nutrientes de origem externa (meio epígeo). A localidade-tipo apresenta declínio na qualidade do habitat em virtude da exploração de minério e de calcário,

desmatamento e perturbações provocadas por visitação, além de sofrer com a introdução e estabelecimento de uma população não endêmica de carpa que compete com os eglídeos pelos escassos recursos de alimento e nutrientes provenientes do meio epígeo.

***Aegla leptodactyla* Buckup & Rossi, 1977**

Categoria e critério da avaliação: VU – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla leptodactyla* distribui-se no nordeste do RS e planalto de SC, a extensão de ocorrência (EOO) é menor que 20.000 km² (5.260 km²), com população severamente fragmentada, em áreas com declínio continuado na qualidade do habitat. Considerando as informações, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), atendendo o critério B1ab(iii).

***Aegla ligulata* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: VU – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla ligulata* ocorre no nordeste do Rio Grande do Sul, a extensão de ocorrência (EOO) é menor que 20.000 km² (5.700 km²), com população severamente fragmentada, em áreas com declínio continuado na qualidade do habitat. Considerando as informações, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), atendendo o critério B1ab(iii).

***Aegla longirostri* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Aegla longirostri* distribui-se pelo nordeste, centro e leste do Estado do Rio Grande do Sul, contudo existe dúvida sobre seu status taxonômico. Existem evidências de que se trata de um “complexo de espécies”, podendo levar ao desmembramento em duas ou mais entidades taxonômicas que podem estar ameaçadas de forma severa pela retirada da mata ciliar, contaminação por pesticidas e lançamento, nos arroios, de resíduos orgânicos provenientes da suinocultura. Por ser um complexo de espécies e não ser possível avaliar o quanto as ameaças que incidem sobre a espécie impacta cada uma das possíveis entidades taxonômicas, a espécie foi avaliada como sendo Dados Insuficientes (DD).

***Aegla manuinflata* Bond-Buckup & Santos, 2009**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii) + 2ab(iii)

Justificativa: *Aegla manuinflata* ocorre na região central do estado do Rio Grande do Sul, a extensão de ocorrência (EOO) é menor que 5.000 km² (2.830 km²) e área de ocupação (AOO) é inferior a 500 km² (12 km²), em 3 localizações, em áreas declínio continuado na qualidade do habitat. Considerando as informações, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), atendendo aos critérios B1ab(iii)+2ab(iii).

Aegla marginata* Bond-Buckup & Buckup, 1994*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Aegla marginata* ocorre no sul de São Paulo, leste do Paraná e nordeste de Santa Catarina, contudo existe dúvida sobre seu status taxonômico. Existem indícios de que poderia se tratar de um “complexo de espécies”, podendo levar ao desmembramento em duas ou mais entidades taxonômicas que podem estar ameaçadas de forma severa pelo declínio contínuo da qualidade do habitat ao longo de sua extensão de ocorrência. Por ser um complexo de espécies e não ser possível avaliar o quanto as ameaças que incidem sobre a espécie impacta cada uma das possíveis entidades taxonômicas, a espécie foi avaliada como sendo Dados Insuficientes (DD).

Aegla microphthalma* Bond-Buckup & Buckup, 1994*Categoria e critério da avaliação:** CR – B2ab(iii,v)

Justificativa: A categoria de “Criticamente em Perigo” selecionada aqui reflete o preocupante declínio populacional inferido com base em observações realizadas por alguns pesquisadores ao longo dos últimos 35 anos e na reduzida área de ocupação (0,02272 km²), representada por uma única localização (localidade-tipo, Caverna Santana - SP), caracterizada por ser um ambiente singular (habitat subterrâneo), frágil e com comunidade animal fortemente dependente de aporte de nutrientes de origem externa (meio epígeo). A degradação ambiental na região causada pela exploração de minério até recentemente e a competição com a população de camarões de água doce que se estabeleceram no interior da caverna são considerados como as prováveis causas que atuaram e que continuam atuando para o declínio populacional observado. Inspeções realizadas na Caverna Santana no ano de 2009 não tiveram sucesso em amostrar novos exemplares de *Aegla microphthalma*.

Aegla muelleri* Bond-Buckup & Buckup, 2010*Categoria e critério da avaliação:** NT

Justificativa: *Aegla muelleri* ocorre em Santa Catarina apenas em microbacias nos municípios de Indaial e Monte Castelo. A extensão de ocorrência considerando as microbacias foi estimada em 7.650 km² e área de ocupação de 8 km². A população encontra-se severamente fragmentada, com apenas duas localizações conhecidas em sub-bacias distintas. A área de ocupação (AOO) e a fragmentação da população inicialmente apontam para a categoria “Criticamente em Perigo” (CR), porém pelo fato de uma das localizações estar situada em um Unidade de Conservação, onde não há indicativo de atender nenhuma das condições dos subcritérios “b” ou “c”, a espécie foi categorizada como “Quase Ameaçada” (NT), sendo quase atendido o critério B2.

Aegla oblata* Bond-Buckup & Santos, 2012*Categoria e critério da avaliação:** EN – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla oblata* ocorre em Santa Catarina na bacia hidrográfica do Rio

Pelotas, sendo a extensão de ocorrência (EOO) menor que 5.000 km² (1.928 km²), com população severamente fragmentada e em áreas com declínio continuado na qualidade do habitat. Considerando estas informações, a espécie foi categorizada como “Em Perigo” (EN), atendendo o critério B1ab(iii).

***Aegla obstipa* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii)

Justificativa: A espécie foi registrada em sete locais na micro-bacia do Arroio dos Ratos da bacia hidrográfica do Baixo-Jacuí, Rio Grande do Sul, com uma extensão de ocorrência (EOO) estimada em 50 km². Esses locais são agrupados em quatro localizações, que estão ameaçadas pela remoção da mata ciliar para a pecuária, agricultura intensiva e plantio de monoculturas de árvores exóticas, assim como pelo uso de defensivos agrícolas e pelo assoreamento dos cursos d’água. Além disso, a extração de carvão é intensa na porção mais a jusante do Arroio dos Ratos. Assim, a espécie foi categorizada como “Em Perigo” (EN) devido ao declínio continuado na qualidade do hábitat e populações severamente fragmentadas.

***Aegla odebrechtii* Müller, 1876**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aegla odebrechtii* ocorre no centro e leste do estado de Santa Catarina e em um município do norte do Rio Grande do Sul (Sananduva). A EOO foi estimada em 27.037 km², perfazendo uma distribuição relativamente ampla. Não há indícios de ameaça significativa sobre a espécie. Desta forma, a espécie foi avaliada com sendo Menos Preocupante (LC).

***Aegla parana* Schmitt, 1942**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Aegla parana* ocorre na Argentina (Misiones; Parque Nacional do Iguaçu) e Brasil (Sudoeste, Sul e Sudeste do estado do Paraná; Norte do estado de Santa Catarina), contudo existe dúvida sobre seu status taxonômico. Existem indícios de que poderia se tratar de um “complexo de espécies”, podendo levar ao desmembramento em duas ou mais entidades taxonômicas que podem estar ameaçadas de forma severa pelo declínio contínuo da qualidade do habitat ao longo de sua extensão de ocorrência devido a retirada da mata ciliar, contaminação por pesticidas e lançamento, de resíduos orgânicos nos arroios. Por ser um complexo de espécies e não ser possível avaliar o quanto as ameaças que incidem sobre a espécie impacta cada uma das possíveis entidades taxonômicas, a espécie foi avaliada como sendo Dados Insuficientes (DD).

***Aegla parva* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aegla parva* é endêmica do Brasil, ocorrendo no sul e sudoeste do

estado do Paraná, nordeste e sudeste do estado de Santa Catarina. A distribuição é relativamente ampla e a espécie é frequente nos locais de ocorrência. Não há indícios de ameaça significativa sobre a espécie. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

***Aegla paulensis* Schmitt, 1942**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Aegla paulensis* apresenta distribuição ampla e em três bacias hidrográficas isoladas nos estados de São Paulo e Paraná, contudo existe dúvida sobre seu status taxonômico. Existem evidências de que se trata de um “complexo de espécies”, podendo levar ao desmembramento em três ou mais entidades taxonômicas que podem estar ameaçadas de forma severa pelo declínio contínuo da qualidade do habitat ao longo de sua extensão de ocorrência devido a retirada da mata ciliar, contaminação por pesticidas e lançamento, nos arroios, de resíduos orgânicos. Por ser um complexo de espécies e não ser possível avaliar o quanto as ameaças que incidem sobre a espécie impacta cada uma das possíveis entidades taxonômicas, a espécie foi avaliada como sendo Dados Insuficientes (DD).

***Aegla perobae* Hebling & Rodrigues, 1977**

Categoria e critério da avaliação: CR – B2ab(iii,v)

Justificativa: A espécie é endêmica do município de São Pedro (SP), encontrada somente em 10 localizações ao longo da encosta da Serra de São Pedro. A área de ocupação (AOO) é estimada em 0,02 km². A distribuição de *Aegla perobae* encontra-se severamente fragmentada e caracterizada por subpopulações reprodutivamente isoladas. O habitat sofre contínua degradação em função do avanço da agropecuária. A poluição doméstica e uso de agrotóxicos nos trechos a montante das áreas de ocorrência contribuem para agravar ainda mais a degradação do habitat. Entre 2009 e 2010 observou-se uma significativa diminuição no tamanho da população de indivíduos adultos.

***Aegla plana* Buckup & Rossi, 1977**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii)

Justificativa: A espécie *Aegla plana* é endêmica do Brasil e está distribuída nas cabeceiras dos tributários do Taquari-Antas e Caí (RS), com extensão de ocorrência estimada menor que 5.000 km² (3.333 km²), população severamente fragmentada, com baixo poder de dispersão e com declínio continuado na qualidade do habitat em função principalmente da agropecuária. Portanto, *Aegla plana* foi categorizada como Em Perigo (EN), considerando o critério B1ab(iii).

***Aegla platensis* Schmitt, 1942**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Aegla platensis* ocorre na Argentina, Paraguai, Uruguai e Brasil onde

é amplamente distribuída nos tributários da bacia do rio Uruguai. Contudo, existe dúvida sobre seu status taxonômico. Existem indícios de que poderia se tratar de um “complexo de espécies”, podendo levar ao desmembramento em duas ou mais entidades taxonômicas que podem estar ameaçadas de forma severa pelo declínio contínuo da qualidade do habitat ao longo de sua extensão de ocorrência devido a retirada da mata ciliar, contaminação dos corpos d’água por pesticidas utilizados nas lavouras e lançamento de dejetos oriundos da pecuária. Por ser um complexo de espécies e não ser possível avaliar o quanto as ameaças que incidem sobre a espécie impacta cada uma das possíveis entidades taxonômicas, a espécie foi avaliada como sendo Dados Insuficientes (DD).

***Aegla pomerana* Bond-Buckup & Buckup, 2010**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla pomerana* é endêmica de Santa Catarina e tem área de ocupação estimada menor que 5000 km² (3.636 km²), população severamente fragmentada, com apenas duas subpopulações em bacias distintas e com declínio continuado na qualidade do habitat (turismo rural, agricultura). Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), considerando o critério B1ab(iii).

***Aegla prado* Schmitt, 1942**

Categoria e critério da avaliação: NT

Justificativa: *Aegla prado* tem ocorrência no Uruguai e Brasil, onde está inserida ao sul da Lagoa dos Patos e na região da Lagoa Mirim. A espécie apresenta distribuição restrita, com uma extensão de ocorrência estimada de aproximadamente 6.000 km², atingindo os limiares para a categoria Vulnerável pelo critério B1. Existe um declínio continuado da qualidade do habitat em decorrência da rizicultura na área de ocorrência da espécie, contudo os demais subcritérios não foram atingidos e por isso, *Aegla prado* foi categorizada como Quase Ameaçada – NT B1b(iii).

***Aegla renana* Bond-Buckup & Santos, 2010**

Categoria e critério da avaliação: CR – B2ab(iii)

Justificativa: Sua área de ocupação (AOO) foi estimada em menos de 10 km². Após coletas em bacias hidrográficas próximas e contíguas constatou-se que a espécie ocorre somente em uma localidade/localização. O curso d’água onde a espécie ocorre é próximo à cidade de Nova Petrópolis, RS e sofre impacto de ações antrópicas, especialmente a destruição da mata ciliar e o assoreamento do curso d’água que descaracterizam o habitat. A fragmentação e o constante declínio na qualidade do habitat são potenciais ameaças a sua existência.

***Aegla rossiana* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla rossiana* é endêmica do Brasil (sudeste de Santa Catarina e

Nordeste do Rio Grande do Sul), tem extensão de ocorrência estimada menor que 5000 km², população severamente fragmentada, restrita às áreas de nascentes, com baixo poder de dispersão e com declínio continuado na qualidade do habitat em decorrência da urbanização e agricultura. Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), considerando o critério B1ab(iii).

***Aegla schmitti* Hobbs III, 1979**

C Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aegla schmitti* possui ampla distribuição, ocorrendo no sul de São Paulo, leste e sudeste do Paraná, e norte de Santa Catarina, e trata-se de uma espécie frequente. Não foram detectadas ameaças que coloquem a espécie em risco de extinção. Portanto, *Aegla schmitti* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Aegla serrana* Buckup & Rossi, 1977**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aegla serrana* possui ampla distribuição, ocorrendo desde o Sul de Santa Catarina até o nordeste do Rio Grande do Sul e trata-se de uma espécie frequente. Não foram detectadas ameaças que coloquem a espécie em risco de extinção. Portanto, *Aegla serrana* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Aegla singularis* Ringuelet, 1948**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aegla singularis* possui ampla distribuição, ocorrendo desde a Província de Misiones (Argentina), até o Noroeste do Rio Grande do Sul e Sul de Santa Catarina (Brasil), e trata-se de uma espécie frequente. Não foram detectadas ameaças que coloquem a espécie em risco de extinção. Portanto, *Aegla singularis* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Aegla spinipalma* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: VU – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla spinipalma* é uma espécie endêmica do Brasil com distribuição restrita ao centro e nordeste do Rio Grande do Sul, com extensão de ocorrência estimada em 16.100 km². A população encontra-se severamente fragmentada, restrita a locais que ainda mantêm os atributos necessários à sua existência (riachos com água limpa e bem oxigenada). Estes ambientes têm sido suprimidos em decorrência da agricultura intensiva e redução das matas ciliares, o que tem causado declínio continuado da qualidade do habitat onde a espécie ocorre. Considerando estas informações, *Aegla spinipalma* foi categorizada como Vulnerável – VU B1ab(iii).

***Aegla spinosa* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: VU – B1ab(iii)

Justificativa: *Aegla spinosa* é uma espécie endêmica da fauna brasileira, com distribuição restrita às cabeceiras de riachos tributários do alto Uruguai, tanto no centro-sul de Santa Catarina como ao norte do Rio Grande do Sul, com extensão de ocorrência estimada em 16.946 km². A população encontra-se severamente fragmentada pela construção de represas hidroelétricas. Além disso, a expansão agrícola, suinocultura e avicultura, têm provocado o declínio continuado da qualidade do habitat, visto que sobrevivem apenas em riachos com água limpa e bem oxigenada. Considerando estas informações, *Aegla spinosa* foi categorizada como Vulnerável – VU B1 ab(iii).

***Aegla strinatii* Türkay, 1972**

Categoria e critério da avaliação: EN – B2ab(iii)

Justificativa: *Aegla strinatii* é endêmica da bacia do rio Ribeira de Iguape, com uma área de ocupação (AOO) estimada em 0,0176 km², em duas localizações. Há um declínio contínuo da qualidade do habitat provocado por atividades antrópicas na área de ocupação. Pelo Critério B a espécie apresenta AOO < 500 km²; duas localizações (a) e declínio na qualidade do ambiente [b(iii)]. Portanto, a espécie foi categorizada como EN B2ab(iii).

***Aegla uruguayana* Schmitt, 1942**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Aegla uruguayana* ocorre na Argentina, Uruguai e Brasil na Bacia do Rio Uruguai (RS), contudo existe dúvida sobre seu status taxonômico. Existem indícios de que poderia se tratar de um “complexo de espécies”, podendo levar ao desmembramento em duas ou mais entidades taxonômicas. Esta condição impede a avaliação adequada da espécie. Portanto, a espécie foi avaliada como sendo Dados Insuficientes (DD).

***Aegla violacea* Bond-Buckup & Buckup, 1994**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii,iv)

Justificativa: *Aegla violacea* é endêmica das bacias hidrográficas do Lago Guaíba e do Baixo Jacuí (RS), com uma extensão de ocorrência (EOO) estimada em 655km². São conhecidas apenas quatro localizações nos pequenos tributários do Arroio do Ribeiro e do Rio Grande. Estes cursos d’água estão sob as mesmas ameaças, destacando-se o impacto do desenvolvimento urbano, a poluição por defensivos agrícolas, a pecuária intensiva, cultivo de árvores exóticas, supressão da mata ciliar e o assoreamento do rio. Foi registrado o desaparecimento de uma subpopulação da espécie para um afluente da micro-bacia do Arroio Grande. A categoria proposta para o táxon é “Em Perigo (EN)”, critério B1ab(iii,iv), considerando as informações sobre a extensão de ocorrência, a distribuição fragmentada, o desaparecimento de subpopulações e o declínio na qualidade do habitat.

Prancha I



***Aegla brevipalma* Bond-Buckup & Santos, 2012**
 Macho (UFRGS 3010); parátipo. Rio Matador e afluente paralelo à BR-282 com ponte, Km 136; Bom Retiro, SC
 Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Bueno



***Aegla camargoi* Buckup & Rossi, 1977**
 Macho (UFRGS 3839)
 Rio Cachoeira, Bom Jardim da Serra, RS
 Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Bueno



***Aegla castro* Schmitt, 1942**
 Macho. Córrego Itaúna, Itatinga, SP
 Foto do exemplar vivo
Escala: 10 mm Foto: S. Bueno



***Aegla cavernicola* Türkay, 1972**
 Macho (MZUSP 7327). Gruta das Areias de Baixo, PETAR, Iporanga, SP. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm. Foto: S. Bueno



***Aegla franca* Schmitt, 1942**
 Macho. Córrego Barro Preto, Claraval, MG
 Foto de exemplar vivo
Escala: 10 mm Foto: S. Bueno



***Aegla grisella* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
 Macho (UFMS 406). Rio Potiribu, Cruz Alta, RS
 Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Santos

Prancha II



***Aegla inconspicua* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
Fêmea (UFSM 408). Flona, São Francisco de Paula, RS
Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Santos



***Aegla itacolomiensis* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
Macho (UFSM 417). Arroio em Cambará do Sul, RS.
Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Santos



***Aegla jarai* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
Macho (UFRGS 3953). Rio Águas Pretas, Otacílio Costa, SC
Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Bueno



***Aegla lata* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
Macho (UFRGS 5249). Parque Estadual Mata dos Godoy,
Londrina, PR. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Bueno



***Aegla leptochela* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
Macho (MNHN Paris 3488); holótipo. Gruta dos Paiva,
Parque Fazenda Intervalles, Iporanga, SP.
Exemplar preservado em álcool
Foto: S. Bueno



***Aegla longirostri* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
Macho (UFSM 259). Tributário do Rio Vacacaí-Mirim,
Santa Maria, RS. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm Foto: S. Santos

Prancha III



***Aegla marginata* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
 Macho. Santuário Nhundiaquara, córrego de nome desconhecido, Morretes, PR
 Foto do exemplar vivo
Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno



***Aegla microphthalmalma* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
 Macho. Caverna Santana, PETAR, Iporanga, SP
 Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno



***Aegla muelleri* Bond-Buckup & Buckup, 2010**
 Fêmea (UFRGS 2980); parátipo. Cascata do Rio Passa Quatro, Monte Castelo, SC. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno



***Aegla oblata* Bond-Buckup & Santos, 2012**
 Macho (UFRGS 3916); parátipo. Córrego Engenho Velho, Painel, SC. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno



***Aegla parana* Schmitt, 1942**
 Macho (UFSM 400). Tributário do rio Iguaçu, Pato Branco, PR. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm **Foto:** S. Santos



***Aegla parva* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
 Macho (UFRGS 1176). Rio dos Macacos com PR-483, Jacutinga, PR. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno

Prancha IV



***Aegla paulensis* Schmitt, 1942**

Macho. Trilha 2- Córrego do Reservatório, Estação Biológica Alto da Serra de Paranapiacaba, Paranapiacaba, SP

Foto do exemplar vivo

Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno



***Aegla perobae* Hebling & Rodrigues, 1977**

Macho. Fazenda Santa Rita, Córrego da Gruta da Peroba, São Pedro, SP

Foto do exemplar vivo

Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno



***Aegla plana* Buckup & Rossi, 1977**

Macho (UFSM 469). Rio da Divisa, São José dos Ausentes, RS
Exemplar preservado em álcool

Escala: 10 mm **Foto:** S. Santos



***Aegla platensis* Schmitt, 1942**

Macho (UFSM 307). Rio Potiribu, Cruz Alta, RS
Exemplar preservado em álcool

Escala: 10 mm **Foto:** S. Santos



***Aegla pomerana* Bond-Buckup & Buckup, 2010**

Macho (UFRGS 3262); parátipo. Campo Alegre, Joinville, SC
Exemplar preservado em álcool

Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno



***Aegla schmitti* Hobbs III, 1978**

Macho. Rio Betari, Núcleo Santana, PETAR, Iporanga, SP
Foto do exemplar vivo

Escala: 10 mm **Foto:** S. Bueno

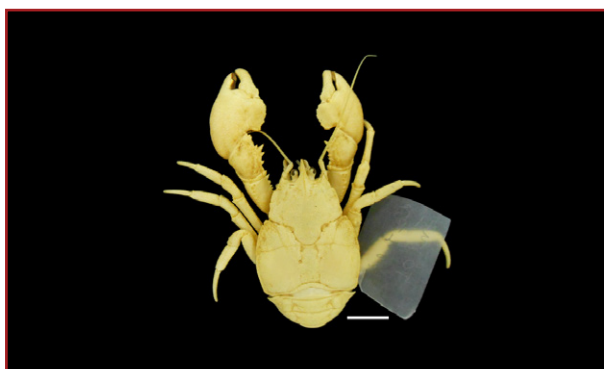
Prancha V



***Aegla singularis* Ringuelet, 1948**
 Macho. Rio Parizinho, Tenente Portela, RS
 Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm. **Foto:** S. Bueno



***Aegla spinipalma* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
 Macho. (UFMS 306). Arroio do Celso, tributário do Rio Ijuí,
 Tupaciretã, RS. Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm. **Foto:** S. Santos



***Aegla spinosa* Bond-Buckup & Buckup, 1994**
 Macho (UFRGS PROBIO 25). Rio Pericó, São Joaquim, SC
 Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm. **Foto:** S. Bueno



***Aegla strinatii* Türkay, 1972**
 Macho. Rio das Ostras, Gruta da Tapagem, Parque Estadual
 Jacupiranga, Eldorado Paulista, SP. Foto do exemplar vivo
Escala: 10 mm. **Foto:** S. Rocha



***Aegla uruguayana* Schmitt, 1942**
 Macho (UFMS 382). Tributário do Rio Quaraí, Quaraí, RS
 Exemplar preservado em álcool
Escala: 10 mm. **Foto:** S. Santos

CAPÍTULO 3

AVALIAÇÃO DOS CAMARÕES ALFEÍDEOS (DECAPODA: CARIDEA)

Alexandre O. Almeida, Emerson C. Mossolin & Martin L. Christoffersen

Palavras-chave: Ameaça, camarões-de-estalo, carídeos, crustáceos estuarinos, crustáceos marinhos, extinção, impacto.

Introdução

Os camarões da família Alpheidae Rafinesque, 1815, pertencentes à infraordem Caridea Dana, 1852, destacam-se entre os decápodes por sua elevada riqueza específica (mais de 600 espécies), distribuídas em 47 gêneros (De Grave & Fransen, 2011). A recente descrição de inúmeros novos táxons para a ciência, inclusive em águas brasileiras (p. ex., Almeida et al., 2014; Soledade et al., 2014; Anker et al., 2016), mostra que o conhecimento sobre essa família ainda está longe de ser considerado abrangente.

O corpo dos alfeídeos apresenta a fácies caridóide bastante modificada, lembrando, em alguns casos, mais a morfologia corporal de uma lagosta do que a de um camarão típico (Bauer, 2004; Anker et al., 2006). Em parte, isso é uma consequência das relações filogenéticas dos carídeos com outros Pleocyemata, que possuem ovos incubados no abdome, característica compartilhada com anomuros e braquiúros, e condição ausente nos camarões Dendrobranchiata mais primitivos (Christoffersen, 1988). Os alfeídeos são robustos e pesados, dotados de apêndices fortes. O rostro é reduzido e em algumas espécies ausente, diferentemente da forma de quilha característica observada em outras famílias, e os olhos são frequentemente reduzidos ou vestigiais e cobertos pela margem anterior da carapaça. Essas modificações seriam adaptações a uma existência no interior de galerias escavadas por esses camarões ou de refúgios como cavidades em substrato duro (p. ex., cavidades de esqueleto coralíneo ou concreções de algas calcárias) ou sob rochas (Bauer, 2004).

Os alfeídeos são largamente conhecidos como camarões-de-estalo devido à extrema assimetria encontrada no primeiro par de pereiópodes. Uma das quelas desse par de apêndices é extremamente desenvolvida comparada à outra, e

possui os dedos fixo e móvel com uma morfologia bastante peculiar, responsável pela produção de um som de estalo. Tais estalos representam um dos sons mais audíveis e familiares nos ambientes onde esses animais vivem, e são capazes de serem detectados a muitos metros de distância. A emissão do estalo ocorre durante interações intra (agonísticas) e interespecíficas (p. ex., captura de presas, defesa de refúgios). Apesar do termo camarões-de-estalo ser frequentemente aplicado a todos os alfeídeos, nem todos são capazes de emitir esse som. Este tipo de quela evoluiu uma única vez em Alpheidae, dentro de um clado onde se encontram os gêneros *Alpheus* (Fabricius, 1798); *Metalpheus* Coutière, 1908; *Pomagnathus* Chace, 1937; *Racilius* Paul'son, 1875; e *Synalpheus* Spence Bate, 1888; reunindo a ampla maioria das espécies descritas dessa família (cerca de 75%) (ver Anker et al., 2006 e referências citadas neste artigo).

Os gêneros com maior riqueza de espécies são *Alpheus*, com mais de 300 espécies descritas (De Grave & Fransen, 2011; Soledade & Almeida, 2013; Almeida et al., 2014), e *Synalpheus*, com mais de 150 espécies conhecidas (Chace, 1988; Ríos & Duffy, 2007; De Grave & Fransen, 2011). No entanto, existem evidências empíricas em relação à existência de muitas linhagens crípticas na família, sobretudo nos dois gêneros supracitados, sugerindo que Alpheidae oculta expressiva biodiversidade críptica (Mathews & Anker, 2009). Essas linhagens incluem inúmeras espécies que eram previamente consideradas de ampla distribuição geográfica e de grande variabilidade morfológica, possuindo grande utilidade para estudos de caráter filogeográfico (Anker, 2001; Mathews & Anker, 2009).

No Brasil, incluindo a margem continental e ilhas oceânicas, são registradas 81 espécies e 10 gêneros: *Alpheopsis* Coutière, 1897, com quatro espécies (Coelho Filho, 2006; Anker et al., 2016); *Alpheus*, com 34 espécies (Soledade & Almeida, 2013; Bracken-Grissom & Felder, 2014; Anker et al., 2016); *Automate* De Man, 1888, com três espécies (Christoffersen, 1998; Almeida et al., 2012b; Soledade et al., 2015); *Leptalpheus* Williams, 1965, com duas espécies (Christoffersen, 1998; Dworschak & Coelho, 1999); *Metalpheus* Coutière, 1908, com uma espécie (Pocock, 1890); *Parabetaeus* Coutière, 1897, com uma espécie (Anker, 2007); *Potamalpheops* Powell, 1979, com uma espécie (Soledade et al., 2014), *Prionalpheus* Banner & Banner, 1960, com uma espécie (Anker et al., 2016), *Salmonaeus* Holthuis, 1955, com seis espécies (Anker, 2007; Alves et al., 2008; Anker et al., 2013), e *Synalpheus*, com 28 espécies (Coutière, 1909; Christoffersen, 1979, 1998; Bezerra & Coelho, 2006; Coelho Filho, 2006; Almeida et al., 2012b; Anker et al., 2012; 2016; Anker & Pachelle, 2014; Oliveira et al., 2015). Além dessas, também estão registradas duas espécies introduzidas do gênero *Athanas* Leach, 1814, *A. dimorphus* Ortmann, 1894 e *A. nitescens* (Leach, 1813 [in Leach, 1813-1814]), respectivamente de origem Indo-Pacífica e Atlântica Oriental (Pachelle et al., 2011; Almeida et al., 2012a).

Distribuição Geográfica

Os alfeídeos são largamente distribuídos, sendo mais frequentes em habitats costeiros de águas rasas tropicais e subtropicais, constituindo um dos grupos de decápodes mais abundantes em ambiente marinho (Chace, 1988; Bauer, 2004; Anker et al., 2006).

As espécies avaliadas têm distribuição restrita ao Atlântico Ocidental, algumas delas apresentando ampla distribuição latitudinal [p. ex., desde a Flórida ou Carolina do Norte, Estados Unidos da América até o sudeste ou sul do Brasil].

Alpheus cristulifrons Rathbun, 1900 faz parte de um complexo de espécies. Sua ocorrência, previamente incluindo Atlântico Oriental e Pacífico Leste, foi restrita por Anker et al. (2008a) ao Atlântico Ocidental. Sua distribuição atual inclui Flórida, nos Estados Unidos da América, Golfo do México, Antilhas, América Central, norte da América do Sul e Brasil, em Atol das Rocas, Fernando de Noronha, do Rio Grande do Norte até o Rio de Janeiro, Ilhas da Trindade e Martin Vaz (Anker et al., 2008a; Santos et al., 2012; Anker et al., 2016). A localidade-tipo da espécie é Fernando de Noronha (ver Rathbun, 1900).

Alpheus formosus Gibbes, 1850 também é parte de um complexo que inclui *A. paraformosus* Anker, Hurt & Knowlton, 2008, uma espécie muito semelhante a *A. formosus*, até o momento, restrita ao Caribe (ver Anker et al., 2008b). Distribuiu-se na Bermuda, e da Carolina do Norte até o Brasil, em Atol das Rocas, Fernando de Noronha, do Ceará até Santa Catarina, Ilhas da Trindade e Martin Vaz (Christoffersen, 1998; Anker et al., 2008b; 2016; Soledade & Almeida, 2013; Cunha et al., 2015), porém, na ocasião da avaliação, seu limite sul de distribuição era o Paraná. Sua localidade-tipo é Bahia Honda State Park, Big Pine Key, Flórida, Estados Unidos da América.

Alpheus peasei (Armstrong, 1940) ocorre na Bermuda e da Flórida, Estados Unidos da América, até Tobago, e para o oeste até a Ilha Providencia e Península de Yucatán e Brasil, no Ceará, Bahia, Rio de Janeiro e Ilhas da Trindade e Martin Vaz (Chace, 1972; Rodríguez, 1980; Santos et al., 2012; Cunha et al., 2015; Pachellet et al., 2016; Anker et al., 2016), porém, na ocasião da avaliação, a espécie era conhecida no Brasil somente em duas localidades na Bahia (Santos et al., 2012). A distribuição ao sul de Tobago é bastante descontínua, com destaque para o amplo hiato existente desde essa ilha até o Ceará. A localidade-tipo da espécie é Castle Harbor Reefs, Bermuda.

Alpheus simus Guérin-Méneville, 1855 distribuiu-se na Flórida, Estados Unidos da América, Yucatán, Antilhas, América Central, norte da América do Sul e Brasil, no Rio Grande do Norte e Bahia [Chace, 1972, como *Thunor rathbunae* (Schmitt, 1924); Christoffersen, 1979; Santos et al., 2012]. Sua localidade-tipo é Cuba. O registro original no Brasil, para o Arquipélago de Abrolhos, Bahia, foi feito sob o nome de *T. rathbunae* (Christoffersen, 1979). De forma semelhante a *A. peasei*, *A.*

simus apresenta uma amplo hiato em sua distribuição conhecida, entre a Venezuela e o Rio Grande do Norte.

Synalpheus hemphilli Coutière, 1909 apresenta uma certa variabilidade morfológica, devendo seu status atual ser analisado mediante análise molecular (Anker et al., 2012). Ocorre na Bermuda, da Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Caribe (Curaçao, Bonaire, Panamá, Cuba e Venezuela) e Brasil (Ceará e Bahia) (Christoffersen, 1979; Bezerra & Coelho, 2006; Anker et al., 2012). Sua localidade-tipo é Flórida, Estados Unidos da América (costa do Golfo do México).

Synalpheus longicarpus (Herrick, 1891) se distribui na Carolina do Norte, Estados Unidos da América, Golfo do México, Península de Yucatán, Antilhas, Belize e Brasil, da Paraíba ao Rio de Janeiro (Christoffersen, 1979; Ríos & Duffy, 2007). A localidade-tipo da espécie é Bahamas. A espécie faz parte de um complexo de espécies que inclui, além de *S. longicarpus sensu stricto*, outras espécies similares descritas e válidas [p. ex. *S. pandionis* Coutière, 1909, *S. dardeau* (Ríos & Duffy, 2007), *S. ul* (Ríos & Duffy, 2007), *S. yano* (Ríos & Duffy, 2007), todas de ocorrência confirmada no Brasil (Almeida et al., 2012b; Anker et al., 2012; Anker & Pachel, 2014; Oliveira et al., 2015)]. No Brasil, o que se conhece sobre a espécie provém principalmente da revisão de Christoffersen (1979), na qual são citadas localidades de ocorrência e notas ecológicas. Na ocasião, o autor sinonimizou *S. pandionis* a *S. longicarpus*, porém, a primeira foi revalidada por Dardeau (1984). Dessa forma, registros como *S. longicarpus* devem ser considerados com cautela pois, podem corresponder potencialmente a outras espécies desse complexo.

Synalpheus minus (Say, 1818) ocorre na Bermuda e da Carolina do Norte, Estados Unidos da América, até o Brasil, do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Fernando de Noronha, Ceará até São Paulo (Christoffersen 1979, 1998; Bezerra & Coelho 2006). A distinção da espécie em relação às espécies próximas é extremamente complicada. Pela semelhança morfológica, registros prévios como *S. minus* podem corresponder a *S. brevicarpus* (Herrick, 1891) *sensu lato* ou vice-versa, ou representar *S. antillensis* Coutière, 1909, previamente considerada subespécie de *S. minus* (Anker et al., 2012). O material reportado por Christoffersen (1979) como *S. minus* corresponde a pelo menos duas espécies, possivelmente *S. minus* e *S. antillensis* (Anker et al., 2012). A localidade-tipo de *S. minus* é o leste da Flórida e costas dos estados do sul dos Estados Unidos da América.

Synalpheus sanctithomae Coutière, 1909 ocorre na Flórida, Estados Unidos da América, Caribe (St. Thomas, Curaçao, Venezuela e Honduras) e Brasil no Atol das Rocas, Pernambuco, Bahia, Monte Submarino Almirante Saldanha e Ilha da Trindade) (Christoffersen, 1979; Anker et al., 2012, 2016). Na ocasião da avaliação, a espécie não tinha sido registrada em Trindade. O registro da espécie como simbionte das esponjas demosponjas *Ircinia strobilina* e *Agelas clathrodes* no Parque Estadual Marinho “Pedra da Risca do Meio”, Fortaleza, Ceará (Bezerra & Coelho, 2006) não é válido (Anker et al., 2012). A localidade-tipo de *S. sanctithomae* é Ilha de Saint Thomas (Ilhas Virgens Americanas).

Synalpheus townsendi Coutière, 1909 ocorre na Bermuda, da Carolina do Norte até a Flórida, Estados Unidos da América, Golfo do México, Caribe, em Honduras, Panamá, Jamaica, Curaçao, Barbados, entre outros, e Brasil em Atol das Rocas, Ceará, Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro e Ilhas da Trindade e Martin Vaz (Christoffersen, 1979; Anker et al., 2012, 2016). Na ocasião da avaliação, a espécie não tinha registro em Trindade e em Martin Vaz. O registro de *S. sanctithomae* no Parque Estadual Marinho “Pedra da Risca do Meio”, Fortaleza, Ceará (Bezerra & Coelho, 2006) corresponde a *S. townsendi* (Anker et al., 2012). A localidade-tipo da espécie é sul do Cabo San Blas, Flórida (Estados Unidos da América) e Golfo do México.

Habitat e Ecologia

A maioria das espécies de alfeídeos é marinha e estuarina, porém são conhecidas espécies em ambiente dulcícola, bem como algumas estigobiontes ou estigofílicas. Em ambiente marinho, ocorrem desde a zona entremarés até águas profundas, porém, a maior diversidade de espécies é encontrada em águas rasas. Os alfeídeos vivem em grande variedade de micro-habitats e, frequentemente, estabelecem associações com invertebrados marinhos de diversos filos, com outras espécies de crustáceos e com peixes da família Gobiidae (Boltaña & Thiel, 2001; Bauer, 2004; Anker et al., 2006). Em algumas espécies, os indivíduos são encontrados em pares, formados por macho e fêmea, que compartilham e guardam uma habitação, um tipo de sistema de pareamento denominado monogamia (Mathews, 2002; Corrêa & Thiel, 2003; Mossolin et al., 2006). Algumas espécies do gênero *Synalpheus* vivem em extensas colônias no interior dos canais de esponjas demosponjas, sendo os únicos organismos marinhos eusociais conhecidos (Duffy, 1996a; 1996b).

Entre as espécies avaliadas, a maioria é generalista no que se refere ao tipo de substrato onde podem ser encontradas. Sua biologia e ecologia são ainda muito pouco conhecidas. A taxonomia complicada e os hábitos crípticos contribuem para esse quadro.

Alpheus cristulifrons ocorre no ambiente marinho, tipicamente da zona entremarés até 5 metros de profundidade, sendo uma espécie de hábitos crípticos. É encontrada em substratos rígidos, em porções vivas ou mortas de vários tipos de corais, em concreções de algas coralinas, recifes de poliquetos sabelariídeos e briozoários, e, ocasionalmente, em esponjas (Grajal & Laughlin, 1984; Young, 1986; Moreno-Forero et al., 1998; Anker et al., 2008a; Santos et al., 2012). Na costa leste da Flórida a espécie foi encontrada em colônias do poliqueto *Phragmatopoma* (Christoffersen, 1979), em Belize, na esponja *Xestospongia* sp. (Anker et al., 2008a), na Ilha de Los Roques, Venezuela, na esponja *Callyspongia* (Chace, 1956), nas Antilhas, no coral *Pocillopora* (Chace, 1972) e nas Antilhas Holandesas, no zoantídeo *Zoanthus sociatus* (Schmitt, 1936). No Brasil, a espécie foi citada no coral *Porites* e no

briozoário *Schizoporella* (Christoffersen, 1979), além de cascalho de coral (Almeida et al. (2012b) e em porções mortas de colônias do coral-de-fogo *Millepora alcicornis*, em várias ocasiões formando pares heterossexuais (Santos et al., 2012). *Alpheus cristulifrons* não é considerada perfuradora, mas é capaz de escavar ou ampliar pequenas cavidades naturais, usando a quela maior do primeiro par de pereiópodes (Anker et al., 2008a).

Alpheus formosus ocorre no ambiente marinho, tipicamente da zona entremarés até 40 metros, sendo uma espécie de hábitos crípticos. A espécie é comumente encontrada em vários tipos de substratos rígidos, incluindo porções vivas ou mortas de coral e em cascalho de coral, recifes de poliquetos sabelariídeos, colônias de briozoários e, ocasionalmente, em esponjas (Young, 1986; Castro et al., 2006; Anker et al., 2008b; Santos et al., 2012). Castro et al. (2006) registraram a ocorrência de *A. formosus* em colônias do coral-de-fogo *M. alcicornis* na Colômbia; no entanto, Santos et al. (2012) registraram a espécie somente em porções mortas desse coral durante amostragens no sul da Bahia.

Alpheus peasei ocorre no ambiente marinho da zona entremarés até 25 metros, sendo uma espécie de hábitos crípticos, observada em interstícios de rochas, corais mortos, esponjas e também em tubos de poliquetos (Chace, 1972; Rodríguez, 1980; Martínez-Iglesias et al., 1996). Os exemplares obtidos no sul da Bahia em cavidades de cascalho coralino foram encontrados em piscinas rasas (Santos et al., 2012).

Alpheus simus ocorre em águas rasas no ambiente marinho, sendo uma espécie críptica e endolítica verdadeira (ver Cortes, 1985; Werding, 1990). É encontrada em recifes de coral, em cavidades de rochas coralíneas e cascalho de coral e em porções mortas de colônias vivas. O material estudado por Christoffersen (1979) foi obtido entre 2 e 5 metros de profundidade, em fundos de areia e algas calcárias, e o material estudado por Bezerra & Almeida (2008) foi obtido entre 3 e 4 metros, em colônias do coral-de-fogo *Millepora alcicornis*. Santos et al. (2012) observaram *A. simus* vivendo endoliticamente em galerias no interior de porções mortas de colônia de *M. alcicornis* no sul da Bahia, que se estendiam também a porções vivas. Também observaram a presença de perfurações na superfície do coral morto, que tem objetivo de comunicar o interior da galeria com o exterior. Por meio dessas perfurações os camarões podem se comunicar com o ambiente externo à galeria, estendendo o segundo par de pereiópodes através delas para capturar alimento e trazê-lo para o interior da galeria (Kropp, 1987; Werding, 1990).

Synalpheus hemphilli é marinha, ocorrendo na faixa de 0 a 51 metros de profundidade, de hábitos crípticos, vivendo em recifes rasos e áreas próximas, em fundos de areia com fanerógamas marinhas e esponjas tubulares. Tipicamente ocorre em associação com as esponjas *Callyspongia vaginalis* e *Chalinula variabilis*, onde vive na espongiocele (Christoffersen, 1979; Anker et al., 2012), frequentemente encontrada em pares heterossexuais (Anker et al., 2012). No Brasil, *S. hemphilli* foi encontrada junto à *Callyspongia vaginalis* no Parque Estadual Marinho “Pedra da Risca do Meio”, Fortaleza, Ceará (Bezerra & Coelho, 2006) e em amostras de Abrolhos

foi coletada de 0 a 8 metros de profundidade em uma esponja não identificada (Christoffersen, 1979). Os poucos registros no Brasil, provavelmente, não se devem à espécie ser rara, mas à falta de amostragens voltadas para a fauna de animais associados a esponjas, entre outros fatores.

Synalpheus longicarpus é marinha, de hábitos crípticos, vivendo em pares heterossexuais, constituindo um simbiote obrigatório de esponjas, entre elas *Agelas dispar*, *Calyx podatypa*, *Ircinia strobilina*, *Sphaciospongia vesparium* (Ríos & Duffy, 2007; Anker et al., 2012). Foi também encontrada no zoantídeo *Zoanthus sociatus* em Bonaire (Schmitt, 1924).

Synalpheus minus é marinha, habitando desde o entremarés até 85 metros, de hábitos crípticos, vivendo em pares heterossexuais (Christoffersen, 1979; Anker et al., 2012). Encontrada em associação com esponjas (vivem na espongiocela), tais como *Aiolochoxia crassa*, *Callyspongia vaginalis*, *Callyspongia* sp., *Hymeniacion* cf. *caerulea*, *Ircinia campana*, *I. strobilina* e *Xestospongia* cf. *proxima*. No Brasil, *S. minus* foi encontrada junto à *Callyspongia vaginalis* no Parque Estadual Marinho “Pedra da Risca do Meio”, Fortaleza, Ceará (Bezerra & Coelho, 2006). Foi registrada para as esponjas *Ircinia strobilina* (Lamarck, 1816) nas Bahamas (Pearse, 1950) e *I. campana* na Carolina do Norte, Estados Unidos da América (Knowlton, 1970), para a ascídia *Styela* na Flórida, Estados Unidos da América (Menzel, 1956) e no poliqueto *Phragmatopoma* também na Flórida (Camp et al., 1977; Gore et al., 1978).

Synalpheus sanctithomae é marinha, encontrada em profundidades de 1 até 20 metros, de hábitos crípticos, vivendo em pares heterossexuais. São coloniais e vivem em canais de diversas espécies de esponjas das quais são simbioses obrigatórias (*Agelas clathrodes*, *A.* cf. *clathrodes*, *Auletta* cf. *sycinularia*, *Hyattella intestinalis*, *Hymeniacion caerulea*, *H.* cf. *caerulea*, *Ircinia strobilina*, *Lissodendoryx* cf. *strongylata*, *Lissodendoryx* sp. e *Xestospongia subtriangularis*) (Christoffersen, 1979; Ríos & Duffy, 2007; Anker et al., 2012).

Synalpheus townsendi é marinha, encontrada do entremarés até 120 metros, de hábitos crípticos, vivendo em pares heterossexuais. Tem sido registrada em inúmeros micro-habitats, tais como cavidades de recifes de poliquetos sabelariídeos, corais vivos e mortos (p. ex., *Oculina*, *Porites*, *Siderastrea*, *Mussismilia*), esponjas como *Agelas clathrodes*, *Ircinia strobilina*, *Ircinia* sp. e ascídias coloniais (Christoffersen, 1979; Anker et al., 2012). No Brasil, foi registrada em associação com a esponja *Monanchora arbuscula* no Parque Estadual Marinho “Pedra da Risca do Meio”, Fortaleza, Ceará (Bezerra & Coelho, 2006), em fundos de algas calcárias no nordeste do Brasil (Christoffersen, 1979), em colônias dos corais *Porites* e *Pocillopora* no Caribe (Chace, 1972) e em colônias do poliqueto *Phragmatopoma* na Flórida, Estados Unidos da América (Gore et al., 1978). Adicionalmente, o registro de *S. minus* como simbiote das esponjas *Ircinia strobilina* e *Agelas clathrodes* por Bezerra & Coelho (2006) corresponde à *S. townsendi* (Anker et al., 2012), estendendo também sua ocorrência a esses dois hospedeiros.

Biologia Geral

A taxonomia, considerada complicada devido à existência de inúmeros complexos de espécies, assim como os hábitos crípticos, dificultam estudos sobre a história de vida das espécies. Embora alguns dos táxons avaliados (p. ex., *Alpheus cristulifrons*, *A. formosus*, *A. peasei*) pareçam ser abundantes quando ocorrem em substrato adequado (Anker et al., 2016; Alexandre Almeida, com. pessoal - 2013), não são conhecidas informações sobre o tamanho e tendências populacionais de nenhuma dessas, assim como não há informações sobre a contribuição de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais.

Ameaças

Não foram identificadas ameaças diretas aos alfeídeos avaliados. Porém, algumas espécies são tipicamente encontradas em ambientes recifais e seus diversos micro-habitats, como colônias coralíneas vivas e mortas, cascalho de coral, algas calcárias, etc. ou em organismos hospedeiros, frequentemente encontrados nesse tipo de ambiente, como esponjas. Assim, impactos das atividades antrópicas causados a esses ecossistemas podem causar danos às populações ali encontradas, como, por exemplo, *Alpheus cristulifrons*, *A. peasei* e *A. simus*.

A introdução de espécies exóticas pode ocasionar uma série de consequências ecológicas relevantes (Rodríguez & Suárez, 2001; Tavares, 2003). No Brasil são encontradas duas espécies introduzidas de alfeídeos do gênero *Athanas*. Embora exista a possibilidade de competição com as espécies nativas de pequeno porte por refúgios e alimento, é pouco provável que estas causem algum dano severo às populações nativas, devido às características biológicas das duas espécies exóticas (para mais detalhes ver Pachelle et al., 2011; Almeida et al., 2012a).

Ações de Conservação

No Brasil, não há medidas de conservação voltadas a nenhum dos alfeídeos avaliados. No entanto, a ocorrência das espécies foi observada em algumas unidades de conservação marinhas. *Alpheus cristulifrons* possui registro no Parque Nacional (PARNA) Marinho de Fernando de Noronha, na Reserva Biológica do Atol das Rocas, e nas Áreas de Proteção Ambiental (APA) de Tinharé-Boipeba e Coroa Vermelha, ambas na Bahia (Anker et al., 2008a; Almeida et al., 2012b; Santos et al., 2012). *Alpheus formosus* tem registro nos PARNA Marinheiros de Fernando de Noronha e Abrolhos, nas APAs Tinharé-Boipeba, Baía de Camamu, Itacaré/Serra Grande e Coroa Vermelha, na Bahia, e do Litoral Norte e Litoral Sul em São Paulo e

nas Reservas Biológicas Marinhas do Atol das Rocas e do Arvoredo (Santa Catarina) (Christoffersen, 1979; Anker et al., 2008a; Almeida et al., 2012b; Santos et al., 2012; Cunha et al., 2015). *Alpheus peasei* foi registrada na APA da Baía de Camamu (Bahia) (Santos et al., 2012). *Alpheus simus* no PARNA Marinho de Abrolhos e nas APAs dos Recifes de Corais (Rio Grande do Norte) e Coroa Vermelha (Bahia) (Christoffersen, 1979, como *T. rathbunae*; Bezerra & Almeida, 2008; Santos et al., 2012). *Synalpheus hemphilli* e *S. minus* possuem registro no Parque Estadual Marinho “Pedra da Risca do Meio” (Ceará), e no PARNA Marinho de Abrolhos (Bahia) (Christoffersen, 1979; Bezerra & Coelho, 2006). *Synalpheus longicarpus* tem ocorrência na APA do Litoral Norte, em São Paulo, e no Parque Estadual de Ilha Grande, no Rio de Janeiro (Christoffersen, 1979; Pinheiro et al., 1997; Nogueira, 2003) (registros necessitando de confirmação da espécie, conforme problemática descrita acima). *Synalpheus sanctithomae* ocorre na APA do Litoral Norte, em São Paulo, e na Reserva Biológica do Atol das Rocas (Nogueira, 2003; Coelho Filho, 2006). Finalmente, *S. townsendi* tem ocorrência documentada no Parque Estadual Marinho “Pedra da Risca do Meio” (Ceará), Reserva Biológica Marinha do Atol das Rocas e PARNA Marinho de Abrolhos (Young & Serejo, 2005; Bezerra & Coelho, 2006; Paiva et al., 2007; Anker et al., 2007).

Pesquisas Necessárias

A ampla revisão da fauna de camarões alfeídeos do Brasil ainda é uma tarefa pendente. São necessárias pesquisas envolvendo amostragens sistemáticas, com ênfase em regiões e habitats pouco explorados, bem como estudos multidisciplinares de complexos de espécies ainda não revisados (ver Soledade & Almeida, 2013). As pesquisas com as espécies avaliadas se restringem a estudos de cunho taxonômico e a levantamento de espécies de regiões ou habitats específicos, com notas breves sobre sua ecologia (p. ex. Christoffersen, 1979; Bezerra & Almeida, 2006; Anker et al., 2008a, 2008b; Almeida et al., 2012b; Santos et al., 2012; Anker et al., 2012; 2016; Cunha et al., 2015). *Synalpheus minus*, por exemplo, requer uma revisão taxonômica visando a uma clara delimitação desse táxon em relação às espécies próximas (ver Anker et al., 2012). Espécies com distribuição disjunta como *Alpheus peasei* e *A. simus* (ver Soledade & Almeida, 2013) devem ser investigadas quanto à possível ocorrência de espécies crípticas (Santos, P.S., em estudo). De uma forma geral, é necessário um conhecimento mais amplo sobre a distribuição geográfica e ecológica (p. ex. substratos de ocorrência) das espécies, além de aspectos biológicos e populacionais básicos, como sistemas de pareamento, produção de ovos, estrutura populacional e simbiose com outros organismos. No entanto, vale ressaltar que o hábito críptico das espécies é fator que limita, sobretudo, o estudo da biologia dos camarões alfeídeos.

Bibliografia

- Almeida, A.O.; Boehs, G.; Araújo-Silva, C.L. & Bezerra, L.E.A. 2012b. Shallow-water caridean shrimps from southern Bahia, Brazil, including the first record of *Synalpheus ul* (Ríos & Duffy, 2007) (Alpheidae) in the southwestern Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 3347: 1-35.
- Almeida, A.O.; Simões, S.M.; Costa, R.C. & Mantelatto, F.L. 2012a. Alien shrimps in evidence: new records of the genus *Athanas* Leach, 1814 on the coast of São Paulo, southern Brazil (Caridea: Alpheidae). *Helgoland Marine Research*, 66(4): 557-565.
- Almeida, A.O.; Terossi, M. & Mantelatto, F.L. 2014. Morphology and DNA analyses reveal a new cryptic snapping shrimp of the *Alpheus heterochaelis* Say, 1818 (Decapoda: Alpheidae) species complex from the western Atlantic. *Zoosystema*, 36: 53-71.
- Alves, M.L.; Ramos-Porto, M. & Viana, G.F.S.; 2008. Checklist of the Decapods (Crustacea) from the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Zootaxa*, 1881: 4-68.
- Anker, A. 2001. Two new species of snapping shrimps from the Indo-Pacific, with remarks on colour patterns and sibling species in Alpheidae (Crustacea: Caridea). *Raffles Bulletin of Zoology*, 49: 57-72.
- Anker, A. 2007. New species and records of alpheid shrimps, genera *Salmoneus* Holthuis and *Parabetaeus* Coutière, from the tropical western Atlantic (Decapoda, Caridea). *Zootaxa*, 1653: 21-39.
- Anker, A.; Ahyong, S.T.; Noel, P.Y. & Palmer, A.R. 2006. Morphological phylogeny of alpheid shrimps: parallel preadaptation and the origin of a key morphological innovation, the snapping claw. *Evolution*, 60: 2507-2528.
- Anker, A.; Hurt, C. & Knowlton, N. 2008a. Revision of the *Alpheus cristulifrons* species complex (Crustacea: Decapoda: Alpheidae), with description of a new species from the tropical eastern Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88: 543-562.
- Anker, A.; Hurt, C. & Knowlton, N. 2008b. Revision of the *Alpheus formosus* Gibbes, 1850 complex, with redescription of *A. formosus* and description of a new species from the tropical western Atlantic (Crustacea: Decapoda: Alpheidae). *Zootaxa*, 1707: 1-22.
- Anker, A.; Mendonça, J.B.; Pachel, P.P.G. & Tavares, M. 2014. New and additional records of *Salmoneus* Holthuis 1955 (Decapoda, Caridea, Alpheidae) from Brazil, with a key to the southern Atlantic species. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 53(33): 451-458.
- Anker, A. & Pachel, P.P.G. 2014. Taxonomic notes on some Brazilian species of *Synalpheus* Spence Bate, 1888, with new records and description of a new species (Decapoda, Alpheidae). *Zootaxa*, 3815(2): 215-232.
- Anker, A.; Pachel, P.P.G.; De Grave, S. & Hultgren, K.M. 2012. Taxonomic and biological notes on some Atlantic species of the snapping shrimp genus *Synalpheus*

- Spence Bate, 1888 (Decapoda, Alpheidae). *Zootaxa*, 3598: 1-96.
- Anker, A.; Tavares, M. & Mendonça, J.B. 2016. Alpheid shrimps (Decapoda: Caridea) of Trindade & Martin Vaz Archipelago, off Brazil, with new records, description of a new species of *Synalpheus* and remarks on zoogeographical patterns in the oceanic islands of tropical southern Atlantic. *Zootaxa*, 4138(1): 1-58.
- Bauer, R.T. 2004. Remarkable Shrimps: Adaptations and Natural History of the Carideans. Norman, University of Oklahoma Press, 282p.
- Bezerra, L.E.A. & Almeida, A.O. 2008. Crustacea, Decapoda, Caridea, Alpheidae, *Alpheus simus* Guérin-Méneville, 1856: further report from Brazilian waters. *Check List*, 4: 57-61.
- Bezerra, L.E.A. & Coelho, P.A. 2006. Crustáceos decápodos associados a esponjas no litoral do Estado do Ceará, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 699-702.
- Boltaña, S. & Thiel, M. 2001. Associations between two species of snapping shrimp, *Alpheus inca* and *Alpheopsis chilensis* (Decapoda: Caridea: Alpheidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 633-638.
- Bracken-Grissom, H.D. & Felder, D.L. 2014. Provisional revision of American snapping shrimp allied to *Alpheus floridanus* Kingsley, 1878 (Crustacea: Decapoda: Alpheidae) with notes on *A. floridanus africanus*. *Zootaxa*, 3895(4): 451-491.
- Camp, D.K., Whiting, N.H. & Martin, R.E. 1977. Nearshore marine ecology at Hutchinson Island, Florida: 1971-1974. V. Arthropods. Florida Marine Research Publication, 25: 1-63.
- Castro, C.; Monroy, M. & Solano, O.D.; 2006. Estructura de la comunidad epifaunal asociada a colonias de vida libre del hidrocoral *Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758 en Bahía Portete, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 35: 195-206.
- Chace, F.A. Jr. 1956. Crustaceos decapodos y stomatopodos del archipiélago de Los Roques e Isla de la Orchilla, 145-168, 4 pls. *In*: Mendez, A. et al., *El Archipiélago de los Roques y la Orchilla*. Editorial Sucre, Caracas.
- Chace, F.A. Jr. 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 98: 1-179.
- Chace, F.A. Jr. 1988. The caridean shrimps (Crustacea: Decapoda) of the Albatross Philippine Expedition, 1907- 1910, Part 5: Family Alpheidae. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 466: 1-99.
- Christoffersen, M.L. 1979. Campagne de la Calypso au large des côtes Atlantiques de l'Amerique du Sud (1961-1962). I. Decapod Crustacea: Alpheoidea. *Annales de l'Institut Océanographique*, 55: 297-377.
- Christoffersen, M.L. 1988. Phylogenetic systematics of the Eucarida (Crustacea, Malacostraca). *Revista Brasileira de Zoologia*, 5(2): 325-351.
- Christoffersen, M.L. 1998. Malacostraca - Eucarida. Caridea. Crangonoidea and Alpheoidea (Except Glyphocrangonidae and Crangonidae), 351-372. *In*: Young, P.S. (ed.), *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro. (Série Livros

- n. 6)
- Coelho Filho, P.A. 2006. Checklist of the Decapods (Crustacea) from the outer continental shelf and seamounts from Northeast of Brazil - REVIZEE Program (NE III). *Zootaxa*, 1184: 1-27.
- Correa, C. & Thiel, M. 2003. Mating systems in caridean shrimp (Decapoda: Caridea) and their evolutionary consequences for sexual dimorphism and reproductive biology. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 187-203.
- Cortes, J. 1985. Preliminary observations of *Alpheus simus* Guerin-Meneville, 1856 (Crustacea: Alpheidae): a little-known Caribbean bioeroder. *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti*, 5: 351-353.
- Coutière, H. 1909. The American species of snapping shrimps of the genus *Synalpheus*. *Proceedings of the United States National Museum*, 36: 1-93.
- Cunha, A.M.; Soledade, G.O.; Boos, H. & Almeida, A.O. 2015. Snapping shrimps of the genus *Alpheus* Fabricius, 1798 (Caridea: Alpheidae) from Brazil: range extensions and filling distribution gaps. *Nauplius*, 23: 47-52.
- Dardeau, M.R. 1984. *Synalpheus* shrimps (Crustacea: Decapoda: Alpheidae). I. The Gambarelloides group, with a description of a new species. *Memoires of the Hourglass Cruises*, 7: 1-125.
- De Grave, S. & Franssen, C.H.J.M. 2011. Carideorum Catalogus: The Recent Species of the Dendrobranchiate, Stenopodidean, Procarididean and Caridean Shrimps (Crustacea: Decapoda). *Zoologische Mededelingen*, 85: 195-588.
- Duffy, J.E. 1996a. Eusociality in a coral-reef shrimp. *Nature*, 381: 512- 514.
- Duffy, J.E. 1996b. *Synalpheus regalis*, new species, a sponge-dwelling shrimp from the Belize Barrier Reef, with comments on host specificity in *Synalpheus*. *Journal of Crustacean Biology*, 16: 564-573.
- Dworschak, P.C. & Coelho, V.R. 1999. On two alpheids from Araçá (São Paulo, Brazil) with a description of a new species of *Leptalpheus* (Decapoda: Caridea: Alpheidae). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 101B: 475-488.
- Gore, R.H.; Scotto, L.E. & Becker, L.J. 1978. Community composition, stability, and trophic partitioning in decapod crustaceans inhabiting some subtropical sabellariid worm reefs. *Studies on decapod Crustacea from the Indian Region of Florida. IV. Bulletin of Marine Science*, 28: 221-248.
- Grajal, A.P. & Laughlin, R.G. 1984. Decapod crustaceans inhabiting live and dead colonies of three species of *Acropora* in the Roques Archipelago, Venezuela. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 54: 220-230.
- Knowlton, R.E. 1970. Effects of environmental factors on the larval development of *Alpheus heterochaelis* Say and *Palaemonetes vulgaris* (Say) (Crustacea, Decapoda, Caridea), with ecological notes on larval and adult Alpheidae and Palaemonidae. Chapel Hill, University of North Carolina. 513p, 24 pls. (Tese de Ph.D.)
- Kropp, R.K. 1987. Descriptions of some endolithic habitats for snapping shrimp (Alpheidae) in Micronesia. *Bulletin of Marine Science*, 41: 204-213.
- Martínez-Iglesias, J.C.; Ríos, R. & Carvacho, A. 1996. Las especies del género *Alpheus*

- (Decapoda: Alpheidae) de Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 44: 401-429.
- Mathews, L.M. 2002. Territorial cooperation and social monogamy: factors affecting intersexual behaviours in pair-living snapping shrimp. *Animal Behaviour*, 63: 767-777.
- Mathews, L.M. & Anker, A. 2009. Molecular phylogeny reveals extensive ancient and ongoing radiations in a snapping shrimp species complex (Crustacea, Alpheidae, *Alpheus armillatus*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 50: 268-281.
- Menzel, R.W. 1956. Annotated check-list of the marine fauna and flora of the St. George's sound- Apalache Region, Florida, Gulf Coast. *Contributions of the Oceanographic Institute of the Florida State University*, 61: 1-78.
- Moreno-Forero, S.K.; Navas, G.R. & Solano, O.D. 1998. Cryptobiota associated to dead *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) coral, Isla Grande, Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical*, 46: 229-236.
- Mossolin, E.C.; Shimizu, R.M. & Bueno, S.L.S. 2006. Population structure of *Alpheus armillatus* (Decapoda, Alpheidae) in São Sebastião and Ilhabela, southeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 26: 48-54.
- Nogueira, J.M.M. 2003. Fauna living in colonies of *Mussismilia hispida* (Verrill) (Cnidaria: Scleractinia) in four south-eastern Brazil islands. *Brazilian Archives of Biology and Tecnology*, 46(3): 421-432.
- Oliveira, M.V.; Santos, P.S. & Almeida, A.O. 2015. First record of the sponge-dwelling shrimp *Synalpheus dardeau* (Crustacea: Decapoda: Alpheidae) in the southwestern Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 8(e51): 1-4.
- Pachelle, P.P.G.; Anker, A.; Mendes, C.B. & Bezerra, L.E.A. 2016. Decapod crustaceans from the state of Ceará, northeastern Brazil: an updated checklist of marine and estuarine species, with 23 new records. *Zootaxa*, 4131(1): 1-63.
- Pachelle, P.P.G.; Mendes, C.B. & Anker, A. 2011. The IndoWest Pacific alpheid shrimp *Athanas dimorphus* Ortmann, 1894: first record for Brazil and the Western Atlantic. *Nauplius*, 19(1): 89-96.
- Paiva, P.C.; Young, P.S. & Echeverría, C.A.; 2007. The Rocas Atoll, Brazil: a preliminary survey of the crustacean and polychaete fauna. *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro*, 65(3): 241-250.
- Pearse, A.S. 1950. Notes on the inhabitants of certain sponges at Bimini. *Ecology*, 31: 149-151.
- Pinheiro, M.A.A.; Bertini, G.; Fernandes-Góes, L.C. & Fransozo, A. 1997. Decapod crustaceans associated to sand reefs of *Phragmatopoma lapidosa* Kinberg, 1867 (Polychaeta, Sabellariidae) at Praia Grande, Ubatuba, SP, Brazil. *Nauplius*, 5(2): 77-83.
- Pocock, R.I. 1890. Crustacea. *Journal of the Linnean Society of London, Zoology*, 20: 506-526.
- Rathbun, M.J. 1900. Results of the Branner-Agassiz Expedition to Brazil. I. The decapod and stomatopod Crustacea. *Proceedings of the Washington Academy of Sciences*, 2: 133-156.

- Ríos, R. & Duffy, J.E. 2007. A review of the sponge-dwelling snapping shrimp from Carrie Bow Cay, Belize, with description of *Zuzalpheus*, new genus, and six new species (Crustacea: Decapoda: Alpheidae). *Zootaxa*, 1602: 3-89.
- Rodríguez, G. 1980. Los Crustaceos Decapodos de Venezuela. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Caracas, 494p.
- Rodríguez, G. & Suárez, H.; 2001. Anthropogenic dispersal of decapod crustaceans in aquatic environments. *Interciencia*, 26(7): 282-288.
- Schmitt, W.L. 1924. The Macruran, Anomuran and Stomatopod Crustacea. *Bijdragen tot de Kennis der Fauna van Curaçao. Resultaten eener reis van C. J. van der Horst in 1920. Bijdragen tot de Dierkunde*, 23: 61-81, pl. 8.
- Schmitt, W.L. 1936. Macruran and Anomuran Crustacea from Bonaire, Curaçao and Aruba. *Zoologische ergebnisse einer reise nach Bonaire, Curaçao und Aruba im Jahre 1930. Zoologische Jahrbucher, Abteilung für Systematik*, 67(16): 363-378, pls. 11-13.
- Soledade, G.O. & Almeida, A.O. 2013. Snapping shrimps of the genus *Alpheus* Fabricius, 1798 from Brazil (Caridea: Alpheidae): updated checklist and key for identification. *Nauplius*, 21(1): 89-122.
- Soledade, G.O.; Fonseca, M.S. & Almeida, A.O. 2015. Shallow-water stenopodidean and caridean shrimps from Abrolhos Archipelago, Brazil: new records and updated checklist. *Zootaxa*, 3905(1): 52-68.
- Soledade, G.O.; Santos, P.S. & Almeida, A.O. 2014. *Potamalpheops tyrymembe* sp. n.: the first southwestern Atlantic species of the shrimp genus *Potamalpheops* Powell, 1979 (Caridea: Alpheidae). *Zootaxa*, 3760: 579-586.
- Tavares, M. 2003. Espécies exóticas aquáticas e saúde ambiental. *O Mundo da Saúde*, 27(4): 530-537.
- Werding, B. 1990. *Alpheus schmitti* Chace, 1972, a coral rock boring snapping-shrimp of the tropical western Atlantic (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 58: 88-96.
- Young, P.S. 1986. Análise quantitativa e qualitativa da fauna associada a corais hermatípicos (Coelenterata: Scleractinia) nos recifes de João Pessoa, Paraíba. *Revista Brasileira de Biologia*, 46: 99-126.
- Young, P.S. & Serejo, C.S. 2005. Crustacea of the Abrolhos region, Brazil, 91-95. *In: Dutra, G.F., Allen, G.R., Werner, T. & McKenna, S.A. (eds.), A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil. RAP Bulletin of Biological Assessment*, 38. Washington, Conservation International.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Alpheus cristulifrons* Rathbun, 1900**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Alpheus cristulifrons* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, ocorrendo desde os Estados Unidos (Flórida) até o Brasil em águas rasas até 5 m de profundidade. No Brasil foi registrada do Rio Grande do Norte ao Rio de Janeiro e algumas ilhas oceânicas. Embora a sobrevivência da espécie dependa da conservação de recifes de corais, não foram encontradas ameaças significativas à mesma. Portanto, *Alpheus cristulifrons* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Alpheus formosus* Gibbes, 1850**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Alpheus formosus* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, ocorrendo desde os Estados Unidos até o Brasil em águas rasas até 40 m de profundidade. No Brasil foi registrada do Ceará ao Paraná e em algumas ilhas oceânicas. Não foram encontradas ameaças significativas à espécie. Portanto, *Alpheus formosus* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Alpheus simus* (Guérin-Méneville, 1855)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Alpheus simus* distribui-se no Atlântico Ocidental desde os Estados Unidos, América Central, norte da América do Sul e Brasil desde áreas rasas até 5 m de profundidade. No Brasil há registros no Rio Grande do Norte e Bahia. É uma espécie críptica e endolítica, dependente de recifes de coral, vivendo em galerias ativamente escavadas em substratos coralíneos, onde permanece prisioneiro a partir do estágio juvenil. Contudo, não foram encontradas ameaças significativas à espécie. Portanto *Alpheus simus* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Alpheus peasei* (Armstrong, 1940)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Alpheus peasei* é uma espécie com distribuição descontínua no Atlântico Ocidental. Há registros em Bermuda, da Flórida (EUA) até Tobago e Brasil, desde águas rasas até 25 m de profundidade. No Brasil só foi registrada em dois pontos no Município de Marau (Bahia), associada a recifes de corais já mortos e com abundância reduzida em relação aos demais crustáceos. Não foram identificadas ameaças significativas à espécie, tendo em vista a ocorrência de seu registro em associação aos recifes de corais já mortos, sem influência, portanto, dos conhecidos impactos aos quais os recifes coralinos estão submetidos. Portanto, *Alpheus peasei* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Synalpheus hemphilli* Coutière, 1909*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Synalpheus hemphilli* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental, dos Estados Unidos, Caribe, norte da América do Sul e Brasil desde águas rasas até os 50 m de profundidade. No Brasil, há registros no Ceará e Bahia, estando provavelmente associada a esponjas em fundos de areia com fanerógamas marinhas. Apesar desta aparente associação da espécie com as esponjas marinhas, não foram identificadas ameaças significativas. Portanto, *Synalpheus hemphilli* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Synalpheus longicarpus* (Herrick, 1891)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Synalpheus longicarpus* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental, dos Estados Unidos ao Brasil, ocorrendo em águas rasas. No litoral brasileiro, há registros da Paraíba ao Rio de Janeiro, estando associada a esponjas, possuindo hábitos crípticos. Atualmente, embora *S. longicarpus* seja reconhecido como um complexo de espécies e de sua associação com as esponjas marinhas, não foram identificadas ameaças significativas. Portanto, *Synalpheus longicarpus* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Synalpheus minus* (Say, 1818)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Synalpheus minus* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental, dos Estados Unidos ao Brasil, ocorrendo em águas rasas até 85 m de profundidade. No litoral brasileiro, há registros do Ceará até São Paulo e ilhas oceânicas, estando associada a esponjas, possuindo hábitos crípticos. Embora possivelmente *S. minus* faça parte de um complexo de espécies e de sua associação com as esponjas marinhas, não foram identificadas ameaças significativas. Portanto, *Synalpheus minus* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Synalpheus sanctithomae* Coutière, 1909*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Synalpheus sanctithomae* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental dos Estados Unidos ao Brasil, ocorrendo em águas rasas até 20 m de profundidade. No litoral brasileiro, há registros no Atol das Rocas, Pernambuco e Bahia, estando associada a esponjas, possuindo hábitos crípticos. Apesar de ser simbiote obrigatório de esponjas marinhas, não foram identificadas ameaças significativas. Portanto, *Synalpheus sanctithomae* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

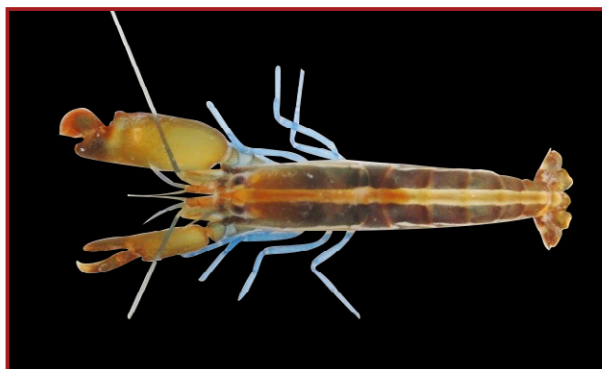
Synalpheus townsendi* Coutière, 1909*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Synalpheus townsendi* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental dos Estados Unidos ao Brasil, ocorrendo da zona entremarés até 120 m de profundidade. No litoral brasileiro há registros no Ceará, Atol das Rocas e de Alagoas ao Rio de Janeiro. É uma espécie críptica associada a diversos microhabitats para a qual não foram identificadas ameaças significativas. Portanto, *Synalpheus townsendi* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Prancha I



Alpheus cristulifrons Rathbun, 1900
Foto: Alexandre Oliveira Almeida



Alpheus formosus Gibbes, 1850
Foto: Alexandre Oliveira Almeida



Alpheus peasei Armstrong, 1940
Foto: Alexandre Oliveira Almeida



Alpheus simus Guérin-Méneville, 1855
Foto: Alexandre Oliveira Almeida

CAPÍTULO 4

AVALIAÇÃO DOS CAMARÕES DE PROFUNDIDADE (DECAPODA: ARISTEIDAE)

Paulo Ricardo Pezzuto

Palavras-chave: *Aristeidae*, *talude*, *ameaça*, *extinção*, *impacto*.

Introdução

A família Aristeidae Wood-Mason & Alcock, 1891 compreende camarões marinhos habitantes de águas profundas, sendo composta por 10 gêneros e 28 espécies. Apenas um gênero (monoespecífico) é fóssil (De Grave et al., 2009). No Brasil, são reconhecidas oito espécies: *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827); *Aristaeopsis edwardsiana* (Jonhson, 1867); *Aristeus antennatus* (Risso, 1816); *Aristeus antillensis* A. Milne Edwards & Bouvier, 1909; *Hemipenaeus carpenteri* Wood-Mason, 1891; *Hepomadus tener* Smith, 1884; *Plesiopenaeus armatus* (Bate, 1881); e *Plesiopenaeus coruscans* (Wood-Mason, 1891) (D’Incao, 1998; Tavares & Serejo, 2007).

Destas, apenas *A. foliacea* (camarão moruno), *A. edwardsiana* (camarão carabineiro) e *A. antillensis* (camarão alistado) possuem importância comercial na costa brasileira, tendo sustentado uma valiosa pescaria de arrasto de fundo desenvolvida ao longo da década de 2000, em profundidades superiores a 700 m (Pezzuto et al., 2006; Dallagnolo et al., 2009b; Wehrtmann et al., 2012). Essas foram as únicas espécies do grupo avaliadas no presente estudo.

Distribuição Geográfica

As três espécies possuem ampla distribuição geográfica. Assim, *A. foliacea* é encontrada no Oceano Índico: na costa leste da África do Sul, Moçambique, Madagascar, Reunião, Ilhas Maldivas, Sri Lanka e Indonésia. No oceano Pacífico é citado para Filipinas, Taiwan, Japão, Austrália, Nova Caledônia, Nova Zelândia,

Ilhas Wallis e Futuna. No Atlântico, ocorre da Baía de Biscaia até o Saara Ocidental, Açores, Madeira, Canárias, Mar Mediterrâneo, Massachusetts a Florida, Golfo do México, Mar do Caribe até Venezuela e, no Brasil, da Bahia ao Rio Grande do Sul (Tavares & Serejo, 2009).

A. edwardsiana ocorre no Índico, em Madagascar, Mar Arábico, Baía de Bengala, Mar de Andaman e Indonésia. No Pacífico, está presente no Japão, Mar da China Meridional, Austrália, Ilhas Wallis e Futuna. No Atlântico, ocorre em Açores, Madeira, Canárias, Portugal, Marrocos, Saara Ocidental até África do Sul, Golfo do México, Mar do Caribe até Guiana Francesa, Bermuda e Brasil (Pará, Amapá, Bahia até Santa Catarina) (Tavares & Serejo, 2009).

Por fim, *A. antillensis* tem a distribuição restrita ao Atlântico Ocidental, estendendo-se de Delaware até a Flórida, Golfo do México, Mar do Caribe até a Guiana Francesa e Brasil (Amapá, Maranhão, Bahia e Espírito Santo) (Tavares & Serejo, 2009).

Habitat e Ecologia

Camarões aristeídeos são considerados bentônicos, meso ou batipelágicos (Serejo et al., 2007), provavelmente apresentando boa capacidade de natação, considerando seu exoesqueleto pouco calcificado, longos pleópodos e conteúdos alimentares, que podem incluir crustáceos pelágicos, peixes e cefalópodos (Kapiris & Thessalou-Legaki, 2011). São membros importantes da megafauna presente nas zonas profundas de todos os oceanos, sendo que algumas espécies apresentam elevado valor comercial, como é o caso de *Aristeus antennatus* e *Aristeaeomorpha foliacea*, que, há décadas, sustentam pescarias de arrasto ao longo do Mar Mediterrâneo (Sardà et al., 2003; Politou et al., 2004).

No Brasil, as informações sobre o habitat e a ecologia dos aristeídeos são extremamente escassas, resumindo-se, basicamente, aos intervalos de profundidade de ocorrência nas amostras.

No litoral norte do país, Ramos-Porto et al. (2000) e Araújo-Silva et al. (2002; 2007) citam a presença de *A. antillensis* entre 400 e 630 m, aproximadamente, profundidades semelhantes às observadas para *A. edwardsiana* (434 a 638 m). Na mesma região, Holanda (2012) registrou ambas as espécies entre 573 e 1.246 m. Já Pezzuto et al. (2006) mencionaram que, ao longo da costa brasileira, capturas comerciais de *A. edwardsiana*, *A. foliacea* e *A. antillensis* ocorreram entre 243 e 1.158 m, 538 e 779 m e 300 e 1.000 m, respectivamente.

Entre Salvador (BA) e Cabo de São Tomé (RJ), as três espécies foram registradas em prospecções científicas de recursos demersais realizadas entre 200 e 2.200 m de profundidade. *A. foliacea* e *A. edwardsiana* foram as mais abundantes, sendo a primeira capturada nos estratos de 250-500; 500-750, 1.000-1.250 e 1.750-2.200 m e a segunda nos estratos 500-750; 750-1.000 e 1.750-2.200 m (Costa et al., 2005).

Perfis de CTD realizados após os arrastos identificaram a presença de três massas d'água nos intervalos de profundidade habitados pelos camarões aristeídeos: Água Central do Atlântico Sul (ACAS), entre 300 e 700 m, com temperaturas variando entre 6 e 20°C e salinidades de 34,6 a 36; seguida, entre 700 e 1.500 m pela Água Intermediária Antártica (AIA), com temperaturas entre 3 e 4°C e salinidade mínima de 34,2-34,6 e, por fim, a Água Profunda do Atlântico Norte (APAN), com salinidades entre 34,6 e 35 e temperaturas entre 3 e 4°C (Costa et al., 2005).

Considerando a fauna de crustáceos amostrada nesses cruzeiros realizados pelo Programa REVIZEE/Score Central, e seus padrões batimétricos de abundância, Serejo et al. (2007) classificaram as três espécies de aristeídeos como membros de uma associação de “talude médio”, situada entre 500 e 900 m, juntamente com mais sete espécies de isópodos e de camarões carídeos e sergestídeos.

Por fim, Perez et al. (2013) estudaram os descartes na pesca comercial dos camarões aristeídeos a partir de lances monitorados entre os anos de 2005 e 2006, entre profundidades de 700 e 800 m, principalmente. Os autores registraram 108 espécies da megafauna nos descartes, incluindo peixes, crustáceos, cefalópodes, gastrópodes, cnidários e equinodermos, revelando que os camarões compartilham o restrito intervalo de profundidade com uma fauna bastante diversificada.

Biologia Geral

Análises do conteúdo alimentar de exemplares capturados no sudeste e sul do Brasil revelaram que *A. edwardsiana* é um predador, cuja dieta é composta principalmente por organismos bentônicos e bentopelágicos. Crustáceos foram o item mais importante na dieta, seguido por sedimento, peixes, cefalópodes, antozoários, poliquetas e equinodermos. A alimentação mostrou se alterar ontogeneticamente, uma vez que, com o aumento do tamanho, sedimentos e antozoários foram gradualmente substituídos por presas mais energéticas como peixes e cefalópodes (Rezende et al., 2014). Dos indivíduos amostrados, três (1,4% do total) também apresentaram fragmentos plásticos em seus estômagos, cuja ingestão parece ter sido acidental (Rezende et al., 2011). Não há dados sobre a alimentação de *A. foliacea* e *A. antillensis* no Brasil. No leste do Mediterrâneo, *A. foliacea* mostra hábito predador, consumindo presas mesopelágicas e menos frequentemente, bentônicas. Crustáceos, cefalópodes e peixes compõem a sua dieta (Kapiris et al., 2010). Já *Aristeus antennatus* (espécie bastante similar a *A. antillensis*) tem a dieta composta principalmente por presas endo e epibentônicas, (Kapiris & Thessalou-Legaki, 2011). Nas três espécies, os indivíduos menores mostraram consumo prioritário de presas de menor mobilidade, enquanto exemplares de maior tamanho tenderam a privilegiar itens com maior poder de locomoção (Kapiris et al., 2010; Kapiris & Thessalou-Legaki, 2011; Rezende et al., 2014).

A estrutura de tamanhos, proporção de sexos e aspectos reprodutivos dos camarões aristeídeos no sudeste e sul do Brasil foram estudados por Dias (2009), a partir do monitoramento das capturas comerciais realizadas ao longo da década de 2000. Foram analisados 53.670 indivíduos de *A. edwardsiana*; 38.652 de *A. foliacea*; e 13.721 de *A. antillensis*. Machos de *A. edwardsiana* são menores que as fêmeas. Os tamanhos medianos (comprimento da carapaça - CC) atingiram valores entre 54-61 mm e 69-79 mm para os dois sexos, respectivamente. A mesma discrepância de tamanhos entre sexos ocorre para as outras duas espécies de camarões que também apresentam menor porte que a primeira. De fato, os tamanhos medianos de *A. foliacea* (CC) oscilaram entre 40-43 mm para machos e entre 46-59 mm para fêmeas. Estruturas de tamanhos de *A. antillensis* mostraram tamanhos modais de machos entre 23 e 30 mm e de fêmeas, entre 43 e 47 mm.

Em *A. edwardsiana*, as proporções sexuais (M:F) mantiveram-se sempre fortemente desviadas em relação às fêmeas, variando entre 0,4:1 e 0,6:1. Em *A. antillensis*, tal desvio foi ainda mais acentuado, chegando a 0,12:1. No caso de *A. foliacea* fêmeas também predominaram na maioria dos fundos de pesca (0,5:1 – 0,7:1). Contudo, machos dominaram em algumas áreas, levando a proporções variáveis entre 1,1:1 e 1,4:1 (Dias, 2009; Pezzuto & Dias, 2009).

Utilizando critérios macroscópicos, Dias (2009) estimou que machos e fêmeas de *A. edwardsiana* maturariam com tamanhos (TM50%) de 48,9-55,7 mm e 54,4-62,1 mm (CC), respectivamente. Rezende (2011) analisou fêmeas da mesma espécie e, a partir de exame microscópico das gônadas, estimou um tamanho de maturação de 66,6 mm (CC). A partir dos mesmos critérios macroscópicos, Dias (2009) revelou que os tamanhos de maturação estimados para *A. foliacea* foram inferiores aos da primeira espécie, variando entre 29,6-31,8 mm nos machos e 36,6-42,3 mm nas fêmeas. Em *A. antillensis*, por sua vez, a maturação ocorreria aos 25,4 mm e 40,2 mm, respectivamente.

Pezzuto & Dias (2007), Dias (2009) e Rezende (2011) sugeriram que o pico de reprodução de *A. edwardsiana* ocorre entre o inverno e a primavera. Já no caso de *A. foliacea*, a reprodução aparenta ocorrer de modo contínuo no sudeste e sul do Brasil (Pezzuto & Dias, 2007; Dias, 2009). Embora elevadas proporções de fêmeas impregnadas por espermatóforos tenham sido observadas em *A. antillensis* durante todo o ano, o exame macroscópico de parte dos indivíduos sugeriu uma possível sazonalidade na reprodução da espécie (Pezzuto & Dias, 2009).

Em todas elas, é provável que haja estratificações batimétricas de sexos e tamanho, além da existência de movimentos horizontais e verticais complexos de grupos populacionais ao longo do ano, fazendo com que nem todos os estratos populacionais estejam igualmente disponíveis e vulneráveis à pressão pesqueira na região. Entretanto, tais padrões e movimentos ainda não foram completamente elucidados (Pezzuto & Dias, 2007; Dias, 2009; Pezzuto & Dias, 2009).

Ameaças e Usos

Desde 2002, o Brasil se lançou à expansão da pesca no talude continental voltada à família Aristeidae. Entre 2002 e 2007, oito embarcações estrangeiras arrendadas (sendo que uma foi nacionalizada) tiveram esse recurso como alvo no Brasil, embora o número de barcos operando a cada ano tenha variado (Dallagnolo et al., 2009b). A maior parte das capturas ocorreu nas regiões sudeste e sul do Brasil, entre os paralelos 18°20'S (Espírito Santo) e 28°30'S, embora concentrações de *A. edwardsiana* e *A. antillensis* tenham sido alvo de operações de pesca realizadas também ao largo da costa do Pará e do Amapá (1 a 6°N) (Asano-Filho et al., 2005; Dallagnollo et al., 2009a; Dallagnollo et al., 2009b). Embora as espécies tenham sido detectadas em outros intervalos de profundidade, suas capturas comerciais sempre foram extremamente concentradas entre as isóbatas de 700 e 750 m (Pezzuto et al., 2006).

Entre 2002 e 2009, a produção total desses camarões atingiu 719 t. *A. edwardsiana* foi a principal espécie capturada, correspondendo a 75,4% do total desembarcado, seguida por *A. foliacea* e *A. antillensis*, com 20,6% e 3%, respectivamente (Wehrtmann et al., 2012). As capturas da primeira espécie aumentaram de 13 t, em 2002, para 182,6 t, em 2005, e decaíram desde então para o mínimo de 13,7 t, em 2009. Padrão similar ocorreu para *A. antillensis*, cuja produção elevou-se de 0,4 t a 16 t entre 2003 e 2005, declinando para somente 0,2 t, em 2009. No caso de *A. foliacea*, os desembarques também sofreram uma contínua expansão entre 2003 e 2006 (4,5 t a 51,7 t, respectivamente), mas depois apresentaram forte oscilação, caindo para apenas 8,8 t, em 2007, recuperando-se parcialmente no ano seguinte (21,6 t) e encerrando a série com o mínimo de 3,8 t, em 2009 (Wehrtmann et al., 2012).

No sudeste-sul, os rendimentos médios anuais das três espécies seguiram o padrão das capturas totais, tendo sido substancialmente maiores para *A. edwardsiana* (5,4 a 14,0 kg/h) do que para *A. foliacea* (0,8 a 6,3 kg/h) e *A. antillensis* (0,005 a 2,4 kg/h) (Dallagnolo et al., 2009b). No talude dessa região, nem todas as áreas revelaram-se arrastáveis ou dotadas de concentrações significativas das espécies alvo. De fato, Dallagnolo et al., (2009b) identificaram 11 principais fundos de pesca na região, com dimensões individuais variáveis entre 125 km² e 1,227 km². Comparativamente às outras duas espécies, *A. antillensis* apresentou a distribuição mais restrita, mostrando concentrações em somente dois desses fundos, situados próximo ou mesmo dentro do Canal de Vitória, que separa o talude continental adjacente ao Banco de Abrolhos do monte Besnard, na Cadeia Vitória-Trindade (20 a 21°S) (Pezzuto & Dias, 2009). De fato, 73% dos desembarques da espécie registrados entre 2002 e 2007 provieram dessas pequenas áreas (Dallagnolo, 2008).

Essa ocorrência limitada dos camarões de profundidade em pequenas áreas arrastáveis, aliada ao número elevado de embarcações atuantes, acarretou significativa concentração do esforço pesqueiro. Como resultado, calcula-se que

ao longo do histórico da pescaria cada um dos 11 fundos de pesca tenha tido a totalidade da sua área arrastada entre uma e 2,5 vezes no período (Dallagnolo et al., 2009b).

As duas espécies mais abundantes tiveram suas biomassas estimadas pelo método da área varrida (Dallagnolo, 2008). Assim, a biomassa virginal de *A. edwardsiana* disponível em 2002 em todo o sudeste-sul atingiu 865.033 kg (\pm 64.867 kg), enquanto que a de *A. foliacea* somou 99.831,5 kg (\pm 35.272 kg). Ao longo do tempo, a abundância dos dois recursos exibiu comportamento inverso. Enquanto o estoque de *A. edwardsiana* declinou em 2007 para 430.169 kg, o da segunda espécie aumentou para 251.336,5 kg. A biomassa que produz o Rendimento Máximo Sustentável (RMS) de *A. edwardsiana* foi estimada em 432.516 kg (\pm 32.433 kg), sendo que os valores de RMS variaram entre 53.050,1 kg e 62.230,1 kg. Em 2006 e 2007, as biomassas estimadas para o estoque se situaram entre 12% e 17% abaixo do valor que produz o RMS considerando todo o sudeste-sul, embora tais patamares tenham oscilado fortemente para cima ou para baixo desse limite, dependendo da área de pesca considerada (Dallagnolo et al., 2009a).

Como já mencionado, as capturas de camarões de profundidade no sudeste e sul do Brasil foram quase sempre dominadas por *A. edwardsiana*. Entretanto, com a queda da biomassa do seu estoque, *A. foliacea* passou a dominar a produção, exibindo, inclusive, um incremento absoluto na sua biomassa (Dallagnolo, 2008; Dallagnolo et al., 2009a). Numa análise comparativa, Dias (2009) considerou *A. edwardsiana* como uma espécie mais K-estrategista do que *A. foliacea*, visto que a primeira é um predador que apresenta maior tamanho, maior biomassa, maturação mais tardia e reprodução sazonal. Potencialmente, isso a caracterizaria como uma espécie competitivamente superior a *A. foliacea*, que apresenta dimensões menores e reprodução aparentemente contínua. Nesse sentido, Dias (2009) e Dallagnolo et al. (2009) hipotetizaram que a dominância original de *A. edwardsiana* nas capturas refletiria o padrão real de ocorrência das espécies nos fundos de pesca, com a maior parte da biomassa de *A. foliacea* e *A. antillensis* estando deslocada para áreas adjacentes não arrastáveis e/ou mais profundas. Com a redução da biomassa de *A. edwardsiana*, motivada pela sua intensa exploração, “espaços” teriam sido abertos no talude para a ocupação por *A. foliacea*, acarretando assim uma substituição parcial de espécies dominantes na região. Uma vez que a pescaria foi encerrada em 2009 e que não há dados sobre as espécies desde então, não é possível afirmar se essa situação perdura, ou se os padrões originais de dominância entre as três espécies foram restabelecidos.

Ações de Conservação

Não existem ações de conservação direcionadas aos aristeídeos no Brasil. Um plano de manejo para *A. edwardsiana*, *A. foliacea* e *A. antillensis* foi elaborado (ver

Dallagnolo et al., 2009a,b), discutido e aprovado pelo então Comitê Consultivo Permanente de Gestão de Recursos Demersais de Profundidade (SEAP/PR), mas nunca foi implementado. O plano previa limites de tamanho de frota, definição de área de pesca permitida, quota anual de captura, restrições de petrecho, limites de captura de fauna acompanhante, áreas de exclusão de pesca, rotação de fundos de pesca e mecanismos de controle e monitoramento. Contrariamente a recursos do talude como o peixe-sapo (*Lophius gastrophysus*), merluza (*Merluccius hubbsi*), abrótea-de-profundidade (*Urophycis mystacea*) e calamar-argentino (*Illex argentinus*), cuja captura por frotas nacionais pôde ser iniciada em áreas com profundidades de até 500 m, mediante alterações geralmente não muito complexas nas embarcações (ver revisão em Perez et al., 2009), limitações tecnológicas e operacionais mais significativas impediram o desenvolvimento de uma frota nacional direcionada aos camarões-de-profundidade em áreas mais profundas. Esse fato, aliado ao abandono da pescaria pelas embarcações estrangeiras arrendadas, proporcionou a quase total eliminação da pressão pesqueira sobre os três estoques, embora os efeitos dessa redução não tenham sido avaliados. De qualquer modo, a omissão do governo brasileiro em publicar o plano de manejo elaborado e acordado entre as partes interessadas mantém esses recursos sob risco, sobretudo no caso da eventual retomada da pescaria, que ocorreria, por conseguinte, sem qualquer limitação e controle (Wehrtmann et al., 2012).

Pesquisas Necessárias

Faz-se necessária a reavaliação da biomassa dos três estoques, incluindo a análise quanto à sua atual proporção nas áreas de pesca. Estudos focados na distribuição, estrutura populacional e abundância das parcelas das populações situadas em profundidades maiores do que as privilegiadas pela pesca são fundamentais para avaliar a resiliência dos estoques à pressão pesqueira. Igualmente relevantes são estudos sobre os movimentos horizontais e verticais dos estratos populacionais para dentro e para fora dos fundos arrastáveis do talude.

Bibliografia

- Araújo-Silva, K.C.; Cintra, I.H.A.; Ramos-Porto, M. & Viana, G.F.S. 2007. Camarões da plataforma continental do estado do Maranhão (Crustacea, Decapoda) coletados durante o programa REVIZEE/Norte. Boletim Técnico Científico CEPNOR, 7(1): 163-172.
- Araújo-Silva, K.C.; Muniz, A.P.M.; Ramos-Porto, M.; Viana, G.F.S. & Cintra, I.H.A. 2002. Camarões da superfamília Penaeoidea Rafinesque, 1815, capturados durante pescarias experimentais para o Programa REVIZEE/Norte (Crustacea: Decapoda). Boletim Técnico

- Científico CEPNOR, 2(1): 9-40.
- Asano-Filho, M.; Holanda, F.C.A.F.; Santos, F.J.S. & Júnior, T.S.C. 2005. Recursos pesqueiros de grandes profundidades na costa norte do Brasil. IBAMA, Brasília, 81pp.
- Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G.; Haimovici, M. & Braga, A.C. 2005. Pesca exploratória com arrasto de fundo no talude continental da região central da costa brasileira entre Salvador-BA e o Cabo de São Tomé-RJ. In: Costa, P.A.S.; A.S. Martins & G. Olavo (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.145-165 (Série Livros n.13).
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L. Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. Raffles Bulletin of Zoology, 21: 1-109.
- Dallagnolo, R. 2008. A pesca dos camarões-de-profundidade (Aristeidae) na região Sudeste e Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 197p.
- Dallagnolo, R.; Perez, J.A.A. & Pezzuto, P.R. 2009b. O ordenamento da pescaria de camarões-de-profundidade (Decapoda: Aristeidae) no sudeste e sul do Brasil. Brazilian Journal Aquatic Science Technology, 13(2): 31-43.
- Dallagnolo, R.; Perez, J.A.A.; Pezzuto, P.R. & Wahrlich, R. 2009a. The deep-sea shrimp fishery off Brazil (Decapoda: Aristeidae): development and present status. Latin American Journal of Aquatic Research, 37(3): 327-346.
- Dias, M.C. 2009. A biologia dos camarões-de-profundidade (Decapoda: Aristeidae) no talude do Sudeste e Sul do Brasil: reprodução e estrutura populacional. Trabalho de Conclusão de Curso em Oceanografia, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 118p.
- D’Incao, F. 1998. The Brazilian species of the family Aristeidae Wood-Mason (Crustacea: Decapoda). Journal of Natural History, 32: 1509-1518.
- Holanda, F.C.A.F. 2012. Desenvolvimento tecnológico, por métodos de arrasto de fundo, na captura de recursos demersais de profundidade da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) norte do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 135p.
- Kapiris, K. & Thessalou-Legaki, M. (2011). Feeding ecology of the deep-water blue-red shrimp *Aristeus antennatus*. Journal of Sea Research, 65: 151-160.
- Kapiris, K.; Thessalou-Legaki, M.; Petrakis, G. & Conides, A. 2010. Ontogenetic shifts and temporal changes in the trophic patterns of the deep-sea red shrimp, *Aristaeomorpha foliacea* (Decapods: Aristeidae), in the Eastern Ionian Sea (Eastern Mediterranean). Marine Ecology, 31(2): 341-354.
- Perez, J.A.A.; Pezzuto, P.R.; Wahrlich, R. & Soares, A.L.S. 2009. Deep-water fisheries in Brazil: history, status and perspectives. Latin American Journal of Aquatic Research, 37(3): 513-541.
- Pezzuto, P.R. & Dias, M.C. 2007. Estrutura populacional e reprodução dos camarões de-profundidade (Aristeidae) no talude do Sudeste e Sul do Brasil. Relatório Técnico apresentado à 5a Sessão Ordinária do Subcomitê Científico do Comitê Consultivo Permanente de Gestão dos Recursos Demersais de Profundidade (CPG/Demersais)/SEAP/PR. Itajaí. DOC 21 SCC CPG 052007 P5.

- Pezzuto, P.R. & Dias, M.C. 2009. Reproductive cycle and population structure of the deep-water shrimp *Aristeus antillensis* A. Milne Edwards & Bouvier, 1909 (Decapoda: Aristeidae) on southeast Brazilian continental slope. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37(3): 443-454.
- Pezzuto, P.R.; Perez, J.A.A. & Wahrlich, R. 2006. Deep sea shrimps (Decapoda: Aristeidae): new targets of the deep-water trawling fishery in Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54(2/3): 123-134.
- Perez, J.A.A.; Pereira, B.N.; Pereira, D.A. & Schroeder, R. 2013. Composition and diversity patterns of megafauna discards in the deep-water shrimp trawl fishery off Brazil. *Journal of Fish Biology*, 83: 804-825.
- Politou, C.Y.; Kaporis, K.; Maiorano, P.; Capezzuto, F. & Dokos, J. 2004. Deep-sea Mediterranean biology: the case of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda: Aristeidae). *Scientia Marina*, 68(3): 129-139.
- Ramos-Porto, M.; Silva, K.C.A.; Viana, G.F.S. & Cintra, I.H.A. 2000. Camarões de profundidade coletados no Norte do Brasil (Crustacea: Penaeidea e Caridea). *Trabalhos do Instituto de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco*, 28(1): 71-85.
- Rezende, G.A. 2011. Estudo da maturação sexual microscópica e dieta do camarão-carabineiro *Aristaeopsis edwardsiana* (Johnson, 1867) (Decapoda: Aristeidae) na região Sudeste-Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Rio Grande, 68p.
- Rezende, G.A.; Pezzuto, P.R. & D'Incao, F. 2011. Ocorrência de plástico no conteúdo estomacal do camarão-de-profundidade *Aristaeopsis edwardsiana* (Crustacea, Aristeidae). *Atlântica*, Rio Grande, 33(2): 209-211.
- Rezende, G.A.; Pezzuto, P.R.; Dumont, L.F.C. & D'Incao, F. 2014. Feeding habits of the deep-sea shrimp *Aristaeopsis edwardsiana* (Johnson 1867) (Decapoda: Aristeidae) on the Southeastern and Southern Brazilian coast. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 9(3): 167-178.
- Sardà, F.; Company, J.B. & Maynou, F. 2003. Deep-sea shrimp *Aristeus antennatus* RISSO, 1816 in the Catalan Sea, a review and perspectives. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31: 127-136.
- Serejo, C.S.; Young, P.S.; Cardoso, I.C.; Tavares, C.; Rodrigues, C. & Almeida, T.C. 2007. Abundância, diversidade e zonação dos crustáceos no talude da costa central do Brasil (11°-22°S) coletados pelo Programa REVIZEE/Score Central: prospecção pesqueira. In: Costa, P.A.S.; Olavo, G. & Martins, A.S. (Eds.). *Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.133-184 (Série Livros n.24).
- Tavares, C.R. & Serejo, C.S. 2007. Taxonomy of Aristeidae (Dendrobranchiata: Penaeoidea) from the central coast of Brazil, collected by the Revizee program, between 19° and 22°S. *Zootaxa*, 1585: 1-44.
- Wehrtmann, I.S.; Arana, P.M.; Barriga, E.; Gracia, A. & Pezzuto, P.R. 2012. Deep-water shrimp fisheries in Latin America: a review. *Latin-American Journal of Aquatic Research*, 40(3): 497-535.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aristaeomorpha foliacea* é uma espécie com ampla distribuição, ocorrendo nos oceanos Atlântico, Índico e Indo-Pacífico. No Atlântico Ocidental, ocorre desde os EUA até o Brasil (registros da Bahia ao Rio Grande do Sul), em profundidades desde os 250 até por volta dos 1.000 m. Não há evidências sobre declínios populacionais no Brasil, embora tenha havido uma pescaria comercial voltada à espécie de 2002 a 2009. Atualmente ela não é explorada e não foram identificadas ameaças adicionais. Portanto, *Aristaeomorpha foliacea* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Aristaeopsis edwardsiana* (Johnson, 1868)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aristaeopsis edwardsiana* tem ampla distribuição, ocorrendo nos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico. No Atlântico Ocidental, ocorre desde o Canadá até o Uruguai, em profundidades de 200 a 1.850 m. Dados demonstram que houve uma queda de biomassa significativa da espécie nos fundos de pesca do Sudeste/Sul do Brasil. Considerando que a sua exploração cessou em 2009, que outras regiões do litoral brasileiro foram bem menos ou não exploradas e que a espécie deve estender sua distribuição para áreas mais profundas, atualmente, *A. edwardsiana* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Aristeus antillensis* A.Milne-Edwards & Bouvier, 1909**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Aristeus antillensis* tem ampla distribuição, ocorrendo no Atlântico Ocidental, desde Delaware até Santa Catarina, em profundidades de 200 a pelo menos 1.144 m. Dados demonstram que houve uma queda de biomassa significativa nos fundos de pesca do Sudeste do Brasil. Considerando que a exploração da espécie cessou em 2009, que outras regiões do litoral brasileiro foram bem menos ou não exploradas e que este camarão deve estender sua distribuição para áreas mais profundas, *A. antillensis* foi categorizada como Menos Preocupante (LC). Cabe ressaltar, contudo, que comparativamente a *Aristaeomorpha foliacea* e *Aristaeopsis edwardsiana*, espécies com as quais *A. antillensis* é pescada, esta última apresenta concentrações mais restritas espacialmente colocando-a em uma situação que demanda maior atenção quanto à sua conservação.

Prancha I



Aristaeopsis edwardsiana

Foto: Roberto Bavaresco (GEP/UNIVALI)



Aristaeomorpha foliacea

Foto: Roberto Bavaresco (GEP/UNIVALI)



Aristeus antillensis

Foto: Roberto Bavaresco (GEP/UNIVALI)

CAPÍTULO 5

AVALIAÇÃO DOS CAMARÕES ATIÍDEOS (DECAPODA: ATYIDAE)

Fernando L. Mantelatto, Lucas S. Torati, Leonardo G. Pileggi, Emerson C. Mossolin, Mariana Terossi, Fabrício L. Carvalho, Sérgio S. da Rocha & Célio Magalhães

Palavras-chave: água doce, ameaça, camarão, extinção, impacto, rio.

Introdução

A família Atyidae De Haan, 1849 engloba 42 gêneros, que incluem 469 espécies de camarões de água doce e estuarinos e não há representantes marinhos (Fryer, 1977; De Grave & Fransen, 2011). Mundialmente, são reconhecidas 13 espécies para o gênero *Atya* (De Grave & Fransen, 2011) e 5 espécies para o gênero *Potimirim* (Torati & Mantelatto, 2012), porém há fortes evidências de novas espécies ainda não descritas para ambos os gêneros (F. Mantelatto, com. pessoal - 2013). Apesar dessa notável diversidade, somente dois desses gêneros, englobando quatro espécies, são reportados para o Brasil (Melo, 2003; Torati & Mantelatto, 2012): no gênero *Atya* Leach, 1816, têm-se *Atya scabra* Leach, 1816 e *A. gabonensis* Giebel, 1875, enquanto *Potimirim* Holthuis, 1954 inclui *Potimirim brasiliana* Villalobos, 1959 e *P. potimirim* (Müller, 1881).

Distribuição Geográfica

Representantes do gênero *Atya* têm distribuição nos continentes americano e africano, enquanto que as espécies de *Potimirim* são restritas ao continente americano.

Atya scabra é encontrada na costa oeste da África, desde a Libéria até o norte de Angola, e nas ilhas de Cabo Verde e Annobon (De Grave et al., 2013), e na vertente leste da América, desde o estado de Taumalipas, México, passando por Costa Rica, Panamá, Colômbia e Venezuela, até o Brasil, pelos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Bahia, São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do

Sul, incluindo países insulares na América Central, como Dominica, Jamaica, Cuba, Curaçao, República Dominicana, entre outros (Hobbs & Hart, 1982; Villalobos & Álvarez, 1997; Melo, 2003; Boos et al., 2012; Pileggi et al., 2013). Com exceção do Panamá, espécimes encontrados na vertente pacífica da América sugerem introduções antrópicas e não colonizações (Hobbs & Hart, 1982). *Atya gabonensis*, por sua vez, acompanha o perfil de distribuição com ocorrência nos continentes africano (República Democrática do Congo até Senegal) e americano. Neste último, tem ocorrência registrada na Venezuela, Suriname e Brasil. Especificamente para o território brasileiro, a espécie distribuiu-se entre os estados do Maranhão, Piauí, Alagoas, Sergipe, Rio de Janeiro e São Paulo (Hobbs & Hart, 1982; Melo, 2003).

Em relação às espécies de *Potimirim* que ocorrem no território brasileiro, *Potimirim brasiliiana* é endêmica, com ocorrências registradas nos estados da Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (Villalobos, 1959; Torati, 2009; Torati & Mantelatto, 2012). *Potimirim potimirim* apresenta ocorrência na drenagem da costa atlântica da Costa Rica, nas Antilhas e Brasil. Em território brasileiro, já foi reportada para Pernambuco, Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina (Müller, 1881; Smalley, 1963; Melo, 2003; Torati & Mantelatto, 2012). No Caribe, foi reportada para Porto Rico (Rathbun, 1901), Guadalupe, Dominica e Martinica (Starmühlner & Therezien, 1983a,b), Costa Rica (Torati & Mantelatto, 2012), Venezuela (Bouvier, 1909), Trinidad e Panamá (Page et al., 2008). Por fim, reporta-se também a introdução da espécie na Flórida, Estados Unidos da América (Abele, 1972).

Habitat e Ecologia

Os camarões atiídeos podem ser identificados por meio de grandes modificações existentes nos dois primeiros pares de pereópodes. Estes apresentam quelas ímpares, compostas por um conspicuo tufo de cerdas semelhantes a um pincel de ponta fina quando fechado, mas quando posicionado contra-corrente d'água, se abre em forma de escova ou vassoura, uma característica que reflete o hábito filtrador na busca de partículas de alimento, como detritos orgânicos, perifiton, algas e outros materiais em suspensão (Chace, 1972; Fryer, 1977; Felgenhauer & Abele, 1985; Villalobos & Álvarez, 1997; Souza & Moulton, 2005). Essa coleta passiva de detritos através da filtração não é conhecida em nenhum outro grupo de Malacostraca Latreille, 1802 (ver Fryer, 1977). São frequentemente encontrados nos rios e riachos litorâneos, na maioria das vezes caracterizados por cursos d'água com acentuado hidrodinamismo e águas bem oxigenadas.

O tamanho corporal da maioria das espécies de camarões atiídeos é pequeno, sendo os representantes do gênero *Atya* os maiores da família (Hobbs & Hart, 1982). Essa maior dimensão do gênero *Atya* é vantajosa no que tange à conquista de ambientes com fluxo de água forte (Fryer, 1977). O terceiro par de pereópodes é

robusto, apresentando tubérculos escamosos e espinhos, propiciando a capacidade de aderir-se firmemente às rochas, de forma que o animal resista muito bem ao fluxo das correntezas dos ambientes nos quais são frequentemente encontrados (Fryer, 1977; Villalobos & Álvarez, 1997).

Os camarões do gênero *Potimirim* habitam exclusivamente rios e riachos litorâneos. São encontrados em populações geralmente numerosas, sendo que diferentes espécies podem ocorrer em simpatria (Lima et al., 2006). Nesse habitat, vivem aderidos à vegetação marginal submersa, em plantas aquáticas ou escondidos sob rochas, cascalho, raízes ou entre folhas acumuladas no leito do rio (Felgenhauer & Abele, 1985; Rocha & Bueno, 2004).

Biologia Geral

De modo geral, os atídeos que ocorrem em território brasileiro apresentam aspectos populacionais e reprodutivos similares, com variações específicas em cada um dos gêneros. Em relação a *Atya*, as informações disponíveis sobre aspectos biológicos são baseadas em *A. scabra*, devido à escassez de estudos sobre *A. gabonensis*.

Quanto ao tamanho, os representantes de *Atya* atingem as maiores dimensões entre os atídeos, com comprimento total de 150 mm (Melo, 2003), sendo que os machos geralmente atingem tamanho corporal ainda maior do que as fêmeas e podem ser utilizados para consumo humano por populações ribeirinhas de algumas regiões (Darnel, 1956; Almeida et al., 2010). Diferentemente, e justificando a origem etimológica do epíteto genérico (*poti* = camarão; *mirim* = pequeno), os representantes do gênero *Potimirim* são camarões de tamanho reduzido (10-25 mm de comprimento total) (Lima et al., 2006; Rocha et al., 2013; Grilli et al., 2014), com interesse comercial restrito à aquariofilia.

Assim como os demais camarões carídeos, a distinção entre os sexos é feita com base na ausência ou presença do apêndice masculino localizado no segundo par de pleópodes, tanto em *Potimirim* quanto em *Atya*. O abdome da fêmea geralmente é mais largo, pois o segundo segmento abdominal é proporcionalmente maior em fêmeas do que em machos, representando uma característica sexual secundária que pode aumentar a área de incubação dos ovos, que ficam aderidos abaixo do abdome até o momento da eclosão larval (Almeida et al., 2010; Herrera-Correal et al., 2013; Grilli et al., 2014).

Observa-se que, para a maioria das espécies de atídeos neotropicais estudada até o momento, a reprodução é contínua-sazonal, com picos de maior intensidade no verão; a proporção sexual apresenta tendência em favor dos machos (Almeida et al., 2010; Herrera-Correal et al., 2013; Rocha et al., 2013; Grilli et al., 2014). Tais evidências foram obtidas com base na análise e porcentagem de fêmeas ovígeras na população em amostras tomadas mensalmente e/ou na condição do

desenvolvimento ovariano.

A fecundidade tem relação direta com o tamanho das fêmeas e com a latitude em que estas ocorrem, apresentando ampla variação (de 324 a 18.286 ovos em *A. scabra* e de 57 a 1.623 ovos nas espécies de *Potimirim*) (ver Herrera-Correal et al., 2013 e Rocha et al., 2013). A dimensão dos ovos e o investimento reprodutivo acompanha esse padrão, com variações em relação ao estágio de desenvolvimento embrionário e a latitude de ocorrência (ver Herrera-Correal et al., 2013 e Rocha et al., 2013).

Após a eclosão, a larva livre natante é carregada em direção às áreas estuarinas, condição imprescindível para que se complete o desenvolvimento larval, considerado do tipo prolongado (Darnel, 1956; Hobbs & Hart, 1982; Galvão & Bueno, 2000; Almeida et al., 2010). Tal comportamento, em que o animal passa a maior parte da vida (estágio adulto) em água doce, mas completa a reprodução em ambientes marinhos ou estuarinos, consiste na história de vida anfídroma (Bauer, 2011). Informações sobre a morfologia larval desses atídeos são escassas, estando disponíveis apenas dados sobre *A. scabra* (ver Abrunhosa & Moura, 1988).

Ameaças

Com base nos critérios de avaliação do estado de conservação proposto pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), *Atya gabonensis* estava listada no Anexo I da IN MMA 5/2004, que se refere às espécies consideradas ameaçadas de extinção e que estão proibidas de serem capturadas, nos termos da legislação em vigor, exceto para fins científicos, mediante autorização especial do ICMBio. Seguramente, a principal ameaça para essa espécie e os demais atídeos registrados em território brasileiro, é o barramento de rios costeiros, a destruição dos habitats, a degradação da qualidade da água, a diminuição da vazão dos rios e a sobrepesca. Porém, essa avaliação, revisada recentemente, constata um cenário com dados suficientes para tal classificação de ameaça, apesar de cuidados serem necessários para algumas populações pequenas e localizadas.

Ações de Conservação

Exceto para *A. gabonensis*, a maioria das espécies de atídeos apresenta ampla distribuição. Dessa forma, apenas uma pequena parcela das populações dessas espécies está protegida por Unidades de Conservação. Ações diretas para a conservação de atídeos no Brasil estão previstas no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Aquáticas Ameaçadas de Extinção da Bacia do Rio Paraíba do Sul (São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais), instituído pela Resolução

ICMBio nº 131, de 14 de dezembro de 2010 e alterado pela Resolução ICMBio nº 17, de 11 de outubro de 2012, para as duas espécies de *Atya* e o Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal, instituído pela Resolução ICMBio nº 9, de 29 de janeiro de 2015, que prevê ações apenas para *Atya scabra*.

Pesquisas Necessárias

O cenário vigente aponta para a necessidade de novos inventários em locais ainda não estudados ou pouco explorados. Assim, um incremento voltado para o aumento de esforço de amostragem de *A. gabonensis* nas localidades de ocorrência, bem como estudos populacionais são necessários. Informações sobre o status taxonômico das espécies de *Atya* ocorrentes no Brasil estão em curso pelo LBSC/FFCLRP/USP no intuito de averiguar a validação taxonômica bem como detecção da diversidade genética e presença de espécies crípticas ao longo da ampla faixa de distribuição. Estudos sobre o crescimento somático e a longevidade com atídeos ainda são inexistentes, mas são necessários para ampliar o conhecimento sobre essas populações.

Bibliografia

- Abele, L.G. 1972. Introductions of two freshwater decapod crustaceans (Hymenosomatidae and Atyidae) into Central and North America. *Crustaceana*, 23(3): 209-218.
- Abrunhosa, F.A. & Moura, M.G. 1988. O completo desenvolvimento larval do camarão *Atya scabra* (Leach) (Crustacea: Decapoda: Atyidae), cultivado em laboratório. *Arquivos de Ciências do Mar*, 27: 127-146.
- Almeida, A.O.; Mossolin, E.C. & Luz, R.J. 2010. Reproductive biology of the freshwater shrimp *Atya scabra* (Leach, 1815) (Crustacea: Atyidae) in Ilhéus, Bahia, Brazil. *Zoological Studies*, 49(2): 243-252.
- Bauer, R.T. 2011. Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. I. Costs, benefits, evolutionary origins, and an unusual case of amphidromy. p. 145-156. In: Asakura, A. (Ed.). *New Frontiers in Crustacean Biology. Proceedings of the TCS Summer Meeting, Tokyo, 20–24 September 2009*, Brill, Leiden, The Netherlands.
- Bouvier, M.E.L. 1909. Les Crevettes d'eau Douce de la Famille des Atyidés qui se Trouvent dans l'île de Cuba. *Bulletin du Muséum National D'Histoire Naturelle*, 15(6): 329-336.
- Boos, H.; Buckup, G.B.; Buckup, L.; Araujo, P.B.; Magalhães, C.; Almerão, M.P.; Santos, R.A. & Mantelatto, F.L. 2012. Checklist of the Crustacea from the state of Santa

- Catarina, Brazil. Check List, 8(6): 1020-1046.
- Chace, F.A. 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a summary of the West Indian. Shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). Smithsonian Contributions to Zoology, 98: 1-179.
- Darnell, R.M. 1956. Analysis of a population of the tropical freshwater shrimp, *Atya scabra* (Leach). American Midland Naturalist, 55(1): 131-138.
- De Grave, S. & Franssen, C.H.J.M. 2011. Carideorum Catalogus: The recent species of the Dendrobranchiate, Stenopodidean, Procarididean and Caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). Zoologische Mededelingen, 85: 195-588.
- De Grave, S.; Villalobos, J.L.; Mantelatto, F.L. & Alvarez, F. 2013. *Atya scabra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T197895A2504208. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T197895A2504208.en>> [Acessado em 04/11/16].
- Felgenhauer, B.E. & Abele, L.G. 1985. Feeding structures of two Atyid shrimps with comments on caridean phylogeny. Journal of Crustacean Biology, 5(3): 397-419.
- Fryer, G. 1977. Studies on the functional morphology and ecology of the atyid prawns of Dominica. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences, 277(952): 57-129.
- Galvão, R. & Bueno, S.L.S. 2000. Population structure and reproductive biology of the camacuto shrimp, *Atya scabra* (Decapoda, Caridea, Atyidae), from São Sebastião, Brazil. Crustacean Issues, 12: 291-299.
- Grilli, N.M.; Terossi, M. & Mantelatto, F.L. 2014. Sexual system of the freshwater shrimps of the genus *Potimirim* Holthuis, 1954 (Decapoda: Caridea: Atyidae): Is there a pattern in this genus? Marine and Freshwater Research, 65(9): 759-765.
- Herrera-Correal, J.; Mossolin, E.C.; Wehrtmann, I.S. & Mantelatto, F.L. 2013. Reproductive aspects of the caridean shrimp *Atya scabra* (Leach, 1815) (Decapoda: Atyidae) in São Sebastião Island, southern Atlantic, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Research, 41(4): 676-684.
- Hobbs, H.H. & Hart, C.W. 1982. The shrimp genus *Atya* (Decapoda, Atyidae). Smithsonian Contributions to Zoology, 364: 1-143.
- Lima, G.V.; Silveira, C.M. & Oshiro, L.M.Y. 2006. Estrutura populacional dos camarões simpátricos *Potimirim glabra* e *Potimirim potimirim* (Crustacea, Decapoda, Atyidae) no rio Sahy, Rio de Janeiro, Brasil. Iheringia, Série Zoologia, 96(1): 81-87.
- Melo, G.A.S. 2003. Famílias Atyidae, Palaemonidae e Sergestidae, p. 289-415. In: Melo, G.A.S. (Ed.). Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil. São Paulo, Edições Loyola, 430 p.
- Müller, F. 1881. *Atyoidapotimirim*, einesschlammfressende Süßwassergarneele. Kosmos, 9: 117-124.
- Page, T.J.; Cook, B.D.; Von Rintelen, T.; Von Rintelen, K. & Hughes, J.M. 2008. Evolutionary relationships of atyid shrimps imply both ancient Caribbean radiations and common marine dispersals. Journal of the North American Benthological Society, 27(1): 68-83.
- Pileggi, L.G.; Magalhães, C.; Bond-Buckup, G. & Mantelatto, F.L. 2013. New records and

- extension of the known distribution of some freshwater shrimps in Brazil. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(2): 563-574.
- Rathbun, M.J. 1901. The Brachyura and Macrura of Puerto Rico. *Bulletin of United States Commission of Fish and Fisheries*, 20(2): 1-137.
- Rocha, S.S. & Bueno, S.L.S. 2004. Crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 21(4): 1001-1010.
- Rocha, S.S.; Bueno, S.L.S.; Shimizu, R.M. & Mantelatto, F.L. 2013. Reproductive biology and population structure of *Potimirim brasiliiana* Villalobos, 1959 (Decapoda, Atyidae) from a littoral fast-flowing stream, São Paulo State, Brazil. *Crustaceana*, 86(1): 67-83.
- Smalley, A.E. 1963. The genus *Potimirim* in Central America (Crustacea, Atyidae). *Revista de Biología Tropical*, 11(2):177-183.
- Souza, M.L. & Moulton, T.P. 2005. The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. *Freshwater Biology*, 50: 592-602.
- Starmühlner, F. & Therezien, Y. 1983a. Résultats de la mission hydrobiologique Austro-Francaise de 1979 aux de la Guadeloupe, de la Dominique et de la Martinique (Petites Antilles). PARTIE I A: Rapport préliminaire: Introduction, Méthodes et Situation Générale de l'Île de la Guadeloupe (Géologie, Géographie, Climat et Végétation). Description des Stations et Remarques Générales sur la Distribution de la Faune dans les Eaux continentales de l'Île de la Guadeloupe. *Annalen des Naturhistorisches Museum in Wien*, 85(B): 171-218.
- Starmühlner, F. & Therezien, Y. 1983b. Résultats de la mission hydrobiologique Austro-Francaise de 1979 aux de la Guadeloupe, de la Dominique et de la Martinique (Petites Antilles) PARTIE I B: Rapport préliminaire: Introduction, Méthodes et Situation Générale de l'Île de la Dominique et de l'Île de la Martinique (Géologie, Géographie, Climat et Végétation). Description des Stations et Remarques Générales sur la Faune dans les eaux courantes de l'Île de la Dominique et de la Martinique. *Annalen des Naturhistorisches Museum in Wien*, 85(B): 219-262.
- Torati, L.S. 2009. Revisão taxonômica das espécies brasileiras de *Potimirim* Holthuis, 1954 e filogenia do grupo baseado em dados moleculares. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo – FFCLRP, Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, 90p.
- Torati, L.S. & Mantelatto, F.L. 2012. Ontogenetic and evolutionary change of external morphology of the neotropical shrimp *Potimirim* (Holthuis, 1954) explained by a molecular phylogeny of the genus. *Journal of Crustacean Biology*, 32(4): 625-640.
- Villalobos, A.F. 1959. Contribución al conocimiento de los Atyidae de México. II (Crustacea, Decapoda). Estudio de algunas especies del genero *Potimirim* (= *Ortmannia*), com descripcion de una especie nueva en Brasil. *Anales del Instituto de Biología*, 30: 269-330.
- Villalobos, J. L. & Álvarez, F. 1997. Atyidae (burritos, camaroncitos), p. 401-403. In: Soriano, E.G.; Oirzo, R. & Vogt, R.C. (Eds.). *Historia Natural de Los Tuxtlas*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, Ciudad de México.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Atya gabonensis* Giebel, 1875**

Categoria e critério da avaliação: Dados Insuficientes - DD

Justificativa: No Brasil esta espécie tem registro de ocorrência em bacias hidrográficas costeiras nos estados do MA, PI, AL, SE, RJ e SP, com subpopulações naturalmente pequenas (áreas restritas e reduzido número de indivíduos), e com a suspeita de que possam estar declinando em função das barragens, embora não seja possível quantificar com os dados disponíveis. Portanto a espécie foi avaliada na categoria Dados Insuficientes (DD).

***Atya scabra* (Leach, 1815)**

Categoria e critério da avaliação: Quase Ameaçada - NT

Justificativa: Vive em rios litorâneos, sendo que as larvas dependem de água salobra para uma parte de seu desenvolvimento. É geralmente encontrada em regiões de grande correnteza, normalmente com água limpa e sem poluição, com adaptações morfológicas que permitem grande adesão às rochas nesse nicho que ocupa. Dessa forma, acredita-se que a presença de rochas em áreas de grande correnteza é fator preponderante na ocorrência da espécie, e que a modificação desse tipo de habitat (água e ambiente) pelo homem possa afetar negativamente a espécie, tornando-a vulnerável à predação. A ocorrência em ambiente muito específico, água com muito oxigênio e em corredeiras, contribui para a vulnerabilidade da espécie. Mesmo considerando o fato de que a população está declinando em alguns pontos específicos (RJ e ES), com indícios de extinções locais, a espécie apresenta uma ampla distribuição geográfica e subpopulações com grande quantidade de indivíduos (e.g. Ilhéus, BA). Há poucas informações populacionais e observações de campo que indiquem declínio populacional superior a 30%, considerando a ampla distribuição da espécie. Portanto, a espécie é categorizada aqui como NT, pois quase atende ao critério A2c.

***Potimirim brasiliana* Villalobos, 1959**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo em diversos rios ao longo da costa, principalmente do Sudeste e Sul. É ameaçada pela poluição dos rios e existem indícios pontuais de declínio de subpopulações. Acredita-se que a população não sofreu declínio significativo. Contudo recomenda-se a execução de esforços amostrais para que se possa avaliar com maior precisão seu status de conservação.

***Potimirim potimirim* (Müller, 1881)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: Esse pequeno camarão frequentemente habita as margens de rios costeiros, podendo em teoria ocorrer em toda a costa do litoral brasileiro. É ameaçada pela poluição dos rios e existem indícios pontuais de declínio de subpopulações. Acredita-se que a população não sofreu declínio significativo. Contudo recomenda-se a execução de esforços amostrais para que se possa avaliar com maior precisão seu status de conservação.

Prancha I

***Atya scabra* (Leach, 1815)**
Foto: Sérgio S. Rocha



***Atya gabonensis* Giebel, 1875**
Foto: Fabricio Carvalho, Guilherme Souza & Fernando L. Mantelatto



***Potimirim brasiliana* Villalobos, 1959**
Foto: Emerson C. Mossolin



***Potimirim potimirim* (Müller, 1881)**
Foto: Fernando L. Mantelatto & Raquel C. Buranelli

CAPÍTULO 6

AVALIAÇÃO DO CALIANASSÍDEO *Callichirus major* (SAY, 1818) *sensu lato*

Douglas F. Peiró & Fernando L. Mantelatto

Palavras-chave: Axiidea, camarão fantasma, corrupto, corrupto de praia, praia arenosa.

Introdução

Os membros da família Callianassidae (Infraordem Axiidea), popularmente conhecidos como camarão fantasma ou camarão de lodo, desempenham um importante papel em habitats bentônicos de sedimentos não consolidados de ambientes marinhos (Botter-Carvalho et al., 2007). Com seu hábito escavador-construtor de galerias promovem, com o revolvimento do sedimento, o retorno da matéria orgânica e a ciclagem dos nutrientes (Waslenchuk et al., 1983; Branch & Pringle, 1987; Ziebis et al., 1996; Webb & Eyre, 2004). Seus complexos sistemas de galerias criam, modificam e mantêm um mosaico de habitats para outros organismos (Berkenbusch & Rowden, 2003). Essas estruturas promovem microhabitats favoráveis para uma fauna associada (Berkenbusch & Rowden, 2003), composta por caranguejos pinnoterídeos, bivalves, copépodes e tanaidáceos (Rodrigues & Shimizu, 1997; Peiró & Mantelatto, 2011; Peiró et al., 2011; Peiró et al., 2013). Dentro da família Callianassidae, *Callichirus major* (Say, 1818) *sensu lato* é uma das espécies mais expressivas do grupo - devido a sua facilidade de captura e a sua ampla área de ocorrência - no litoral brasileiro. Pejorativamente, devido a sua abundância nas “costas” do Brasil, tem recebido a denominação popular de “corrupto da praia”.

O nome *C. major s. l.* vem sendo amplamente utilizado para identificar um complexo de espécies de importância econômica e ecológica. Este táxon habita o Atlântico Ocidental - da Carolina do Norte à Florida, nos Estados Unidos, Golfo do México, mar do Caribe, entre Colômbia e Venezuela, Brasil, do Estado do Pará ao Estado de Santa Catarina (Melo, 1999; Staton & Felder, 1995; Abrunhosa et al., 2008; Peiró, 2012), com um intrigante hiato no registro de ocorrência em países da América Central. O status taxonômico de *C. major s. l.* é um tanto incerto, levando-

se em conta as diferentes espécies distribuídas ao longo de sua ampla área de ocorrência, e também devido a grande similaridade morfológica entre elas. Essa realidade permanece mesmo após a redescritção de *C. major s. l.* feita com base em espécimes provenientes do sudeste brasileiro, predominantemente de Santos (SP), por Rodrigues (1971). Desde 1985, Rodrigues detectou diferenças morfológicas entre exemplares provenientes do Brasil e da Carolina do Norte, Estados Unidos, em um estudo sobre crescimento relativo dos quelípodos. Posteriormente, Staton & Felder (1995), estudando a variação genética de populações do Golfo do México e da costa atlântica norte-americana e colombiana, inferiram que os exemplares da Colômbia seriam suficientemente considerados espécies distintas (Rodrigues & Shimizu, 1997). Adicionalmente, diferenças morfológicas e comportamentais em estágios larvais também foram reportadas entre populações do Golfo do México e da costa Atlântica por Strasser & Felder (1999a,b), sendo que o mesmo padrão foi identificado quando comparados morfológicamente com os espécimes do Brasil (Rodrigues, 1976). Sendo assim, esses estudos anteriores motivaram um estudo em execução sobre esse táxon, buscando elucidar o status da entidade taxonômica da costa brasileira utilizando-se análises morfológicas e moleculares, as quais se encontram em fase de conclusão (D.F. Peiró & F.L. Mantelatto - dados não publicados). Resultados preliminares (Peiró, 2012) revelaram que a espécie ocorrente na costa brasileira trata-se de um táxon distinto do originalmente descrito por Say (1818) da costa atlântica da América do Norte.

Distribuição Geográfica

O complexo de espécies *C. major s. l.* habita o Atlântico Ocidental, da Carolina do Norte à Florida Estados Unidos, Golfo do México, Colômbia, Venezuela e Brasil, com registros de ocorrência nos estados do Pará, Piauí, e do Rio Grande do Norte à Santa Catarina) (Melo, 1999; Staton & Felder, 1995; Abrunhosa et al., 2008; Peiró, 2012). A unidade taxonômica que ocorre no Brasil é distinta das outras espécies pertencentes ao complexo *C. major s. l.* Possui uma distribuição que vai do Estado do Pará, Município de Bragança, ao Estado de Santa Catarina, Município de Florianópolis. Apesar de não existirem registros de ocorrência na literatura científica para os estados do Maranhão e do Ceará, foi coletado por F.L. Mantelatto, em Fortaleza, em fevereiro de 2013.

Habitat e Ecologia

Callichirus major s. l. ocorre em praias arenosas dissipativas (Botter-Carvalho et al., 2002, 2006) e apresenta um comportamento críptico, vivendo individualmente

em suas galerias profundas na zona intermareal (bentônica) e submareal rasa (Frankenberg et al., 1967; Rodrigues & Shimizu, 1997). A espécie é restrita a esse tipo de ambiente.

Assim, como outros Callianassidae, *C. major s. l.*, desempenha um importante papel em habitats bentônicos de sedimentos não consolidados (Botter-Carvalho et al., 2006), promovendo a bioturbação, que influencia diretamente nas propriedades químicas (Waslenchuk et al., 1983; Ziebis et al., 1996; Bird et al., 2000) e físicas do sedimento (Suchanek, 1983; Suchanek & Colin, 1986; Wynberg & Branch, 1994). Seus complexos sistemas de galerias criam, modificam, e mantêm um mosaico de habitats para outros organismos (Berkenbusch & Rowden, 2003), causando alterações na estrutura das comunidades de bactérias e animais bentônicos (Berkenbusch et al., 2000; Dworschak, 2000). Rodrigues & Shimizu (1997) realizaram uma completa revisão sobre a ecologia de *C. major s. l.*; e, Peiró et al. (2014), apresenta um estudo e uma síntese sobre a reprodução da espécie brasileira ao longo da costa brasileira.

Biologia Geral

Existem alguns dados disponíveis sobre estudos populacionais de *C. major s. l.* do Brasil na literatura científica. Nesses trabalhos foram observadas variações de parâmetros populacionais dentre as diferentes populações estudadas. Um sumário de dados comparativos de algumas dessas populações ocorrentes ao longo da distribuição geográfica no Brasil foram compilados na Tabela 1.

No litoral do Paraná foi estimada a densidade média de 4,48 ind./m² antes do verão e de 5,34 ind./m² no final do verão. As variações obtidas nas densidades nos diferentes setores estudados não podem ser explicadas pelas variações sazonais do perfil das praias ou pelas diferenças na intensidade da pesca. Também foi estimada a captura média de 46,62 ind./pescador para um total de 5.386 pescadores. A estimativa da captura desses exemplares indica uma captura anual de cerca de 250 mil indivíduos, o que representa aproximadamente 10% do total de indivíduos na área estudada. Portanto, no litoral do Paraná, no momento do estudo, a captura não estava afetando significativamente a população da espécie (Borzzone & Souza, 1996; Souza & Borzzone, 2003).

Tabela 1 - Características populacionais e reprodutivas de algumas populações de *Callichirus major* (Say, 1818) *sensu lato* em diferentes latitudes no Brasil, obtidas de dados disponíveis na literatura científica (Modificada de Peiró et al., 2014).

Localidade no Brasil (latitude)	CC* (mm) fêmeas ovígeras (mín-máx)	% de fêmeas ovígeras em relação ao total	Período reprodutivo	Número de ovos (mín-máx)	Referência
Pernambuco (8°11'S)	7,2 – 12,6	11	Contínuo (Ago-Set: lacuna) (Dez-Mai: pico)	670 – 3.530	Botter-Carvalho et al. (2007)
Rio de Janeiro (22°46'S)	-	9.16*	set-mar (Nov-Jan: pico)	220 – 4.526	Simão et al. (2006)
Rio de Janeiro (23°04'S)	11,9 – 16,2	-	ago-fev (Dez-Jan: pico)	1.031 – 6.345	Sendim et al. (2007)
São Paulo (23°24'S)	10,3 – 15,0	15.2	Contínuo (Mai: lacuna) (Nov-Jan: pico)	1.455 – 9.931	Peiró et al. (2014)
São Paulo (23°49'S)	10,3 – 15,0	-	Ago-Dez	-	Shimizu (1997)
São Paulo (23°58'S)	-	-	Contínuo (Dez-Mai: pico)	-	Rodrigues & Shimizu (1997)
Paraná (25°55'S)	8,5 – ni	-	Nov-Jan	600 – 6.600	Souza et al. (1998)

*CC, comprimento da área oval da carapaça (em milímetros); *ni*, não informado.

Ameaças

A espécie vem sofrendo impacto por conta da exploração humana e da ocupação indevida de praias arenosas. Trata-se de um importante recurso por conta de sua ampla utilização como isca para pesca em muitas áreas costeiras (Wynberg & Branch, 1994; Contessa & Bird, 2004; Skilleter et al., 2005), incluindo o litoral brasileiro, com maior intensidade a partir dos anos 80 (Borzzone & Souza, 1996; Souza & Borzzone, 2003), em particular em períodos de veraneio com o aumento de turistas. Algumas espécies da família Callianassidae são utilizadas como isca devido a sua qualidade atrativa para peixes e pela facilidade de captura em praias arenosas (Peiró & Mantelatto, 2011). A extração descontrolada para tal finalidade pode causar alterações em sua estrutura populacional, como também na de outras espécies coexistentes no sedimento, incluindo as simbiontes (Wynberg & Branch, 1991). As diminuições no número de indivíduos têm sido observadas em algumas localidades do sul e do sudeste do Brasil nos meses de verão, com indícios de que as populações vêm se restabelecendo nos meses seguintes (Borzzone & Souza, 1996; Souza & Borzzone, 2003; Peiró, 2012).

Ações de Conservação

Não existem propostas oficiais de conservação apresentadas até o momento. No entanto, salienta-se a importância da realização de estudos populacionais da espécie em localidades que ainda não foram realizadas. A criação de programas de educação ambiental enfocando a importância da espécie como recursos pesqueiros é altamente recomendada. Além disso, o estabelecimento de períodos de defeso ou estabelecimento de cotas de captura para essa espécie, assim como a fiscalização da captura feita pelas autoridades competentes é altamente necessária.

Pesquisas Necessárias

Existem na literatura científica estudos populacionais para a espécie, principalmente nos litorais das regiões sudeste e sul do Brasil. Porém, são poucos os registros e estudos detalhados sobre a espécie nas regiões norte e nordeste do país. Recomenda-se assim, estudos populacionais e reprodutivos principalmente em regiões onde exista um histórico de utilização da espécie como isca para pesca.

Bibliografia

- Abrunhosa, F.A.; Arruda, D.C.B.; Simith, D.J.B. & Palmeira, C.A.M. 2008. The importance of feeding in the larval development of the ghost shrimp *Callichirus major* (Decapoda: Callianassidae). Anais da Academia Brasileira de Ciências, 80: 445-453.
- Abu-Hilal, A.; Badran, M. & Vaugelas, J. 1988. Distribution of trace elements in *Callichirus laurae* burrows and nearby sediments in the Gulf of Aquaba, Jordan (Red Sea). Marine Environmental Research, 25: 233-248.
- Berkenbusch, K. & Rowden, A.A. 2003. Ecosystem engineering - moving away from 'just-so' stories. New Zealand Journal of Ecology, 27: 67-73.
- Berkenbusch, K.; Rowden, A.A. & Probert, P.K. 2000. Temporal and spatial variation in macrofauna community composition imposed by ghost shrimp *Callianassa filholi* bioturbation. Marine Ecology Progress Series, 192: 249-257.
- Bird, F.L.; Boon, P.I. & Nichols, P.D. 2000. Physicochemical and microbial properties of burrows of the deposit-feeding thalassinidean ghost shrimp *Biffarius arenosus* (Decapoda: Callianassidae). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 51: 279-291.
- Borzone, C.A. & Souza, J.R.B. 1996. A extração de corrupto *Callichirus major* (Decapoda: Callianassidae) para uso como iscas em praias do litoral do Paraná: características da pesca. Nerítica, 10: 67-79.

- Botter-Carvalho, M.L.; Santos, P.J.P. & Carvalho, P.V.V.C. 2002. Spatial Distribution of *Callichirus major* (Say 1818) (Decapoda: Callianassidae) on a sandy beach, Piedade, Pernambuco, Brazil. *Nauplius*, 10: 97-109.
- Botter-Carvalho, M.L.; Santos, P.J.P. & Carvalho, P.V.V.C. 2007. Population dynamics of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea, Thalassinidea) on a beach in northeastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 508-516.
- Branch, G.M. & Pringle, A. 1987. The impact of the sand prawn *Callianassa kraussi* Stebbing on sediment turnover and on bacteria, meiofauna, and benthic microflora. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 107: 219-235.
- Contessa, L. & Bird, F.L. 2004. The impact of bait-pumping on populations of the ghost shrimp *Trypaea australiensis* Dana (Decapoda: Callianassidae) and the sediment environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 304: 75-97.
- Dworschak, P.C. 2000. On the burrows of *Lepidophthalmus louisianensis* (Schmitt, 1935) (Decapoda: Thalassinidea: Callianassidae). *Senckenbergiana Maritima*, 30: 99-104.
- Frankenberg, D.; Coles, S.L. & Johannes, R.E. 1967. The potential trophic significance of *Callianassa major* fecal pellets. *Limnology and Oceanography*, 12: 113-120.
- Melo, G.A.S. 1999. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral Brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo, Editora Plêiade/FAPESP, 551p.
- Peiró, D.F. & Mantelatto, F.L. 2011. Population dynamics of the pea crab *Austinixa aidaae* (Brachyura, Pinnotheridae): a symbiotic of the ghost shrimp *Callichirus major* (Thalassinidea, Callianassidae) from the southwestern Atlantic. *Iheringia, Série Zoologia*, 101: 5-14.
- Peiró, D.F.; Pezzuto, P.R. & Mantelatto, F.L. 2011. Relative growth and sexual dimorphism of *Austinixa aidaae* (Brachyura: Pinnotheridae): a symbiont of the ghost shrimp *Callichirus major* from the southwestern Atlantic. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39: 261-270.
- Peiró, D.F. 2012. Status taxonômico de *Callichirus major* (Say, 1818) *sensu lato* (Crustacea, Decapoda, Axiidea, Callianassidae) da costa brasileira: taxonomia, sistemática molecular, biologia populacional e reprodutiva. Universidade de São Paulo, USP, Ribeirão Preto, Brazil, Ph.D. Thesis. 158p. [Unpublished].
- Peiró, D.F.; Baeza, J.A. & Mantelatto, F.L. 2013. Host-use pattern and sexual dimorphism reveals the mating system of the symbiotic pea crab *Austinixa aidaae* (Crustacea: Brachyura: Pinnotheridae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93: 715-723.
- Peiró, D.F.; Wehrtmann I.S. & Mantelatto, F.L. 2014. Reproductive strategy of the ghost shrimp *Callichirus major* (Crustacea: Axiidea: Callianassidae) from the southwestern Atlantic: sexual maturity of females, fecundity, egg features, and reproductive output. *Invertebrate Reproduction and Development*, 58: 294-305.
- Rodrigues, S.A. 1971. Mud shrimps of the genus *Callianassa* Leach from the Brazilian coast (Crustacea, Decapoda). *Arquivos de Zoologia*, 20: 191-223.
- Rodrigues, S.A. 1976. Sobre a reprodução, embriologia e desenvolvimento larval

- de *Callichirus major* Say, 1818 (Crustacea, Decapoda Thalassinidea). Boletim de Zoologia Universidade de São Paulo, 1: 85-104.
- Rodrigues, S.A. 1985. Sobre o crescimento relativo de *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea, Decapoda, Thalassinidea). Boletim de Zoologia Universidade de São Paulo, 9: 195-211.
- Rodrigues, S.A. and Shimizu, R.M. 1997. Autoecologia de *Callichirus major* (Say, 1818). Oecologia Brasiliensis, 3: 155-170.
- Say, T. 1817-1818. An account of the Crustacea of the United States. Journal of the Academy of Natural Sciences, Philadelphia, 1: 57-63, 65-80 (plate 4), 97-101, 155-160, 161-169, 235-253, 313-319, 374-380, 381-401, 423-441.
- Sendim, F.S.; Souza, G.M.S.; McCallan, J.P. & Cardoso, R.S. 2007. Aspectos reprodutivos de *Callichirus major* em uma praia do Rio de Janeiro. In: Anais do XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.
- Shimizu, R.M. 1997. Ecologia populacional de *Scolelepis squamata* (Muller, 1806) (Polychaeta: Spionidae) e *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidae) da Praia de Barequeçaba (São Sebastião, SP). Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil, Ph.D. Thesis. 49p. [Unpublished].
- Simão D.S.; Ramos M.F. & Soares-Gomes, A. 2006. Population Structure of *Callichirus major* (Say 1818) (Crustacea: Thalassinidea) in a Sandy Beach of Rio de Janeiro State, Southeast Brazil Coast. In: Proceedings of International Coastal Symposium 2004. Journal of Coastal Research (Special Issue), 39: 1165-1168.
- Skilleter, G.A.; Zharikov, Y.; Cameron, B. & McPhee, D.P. 2005. Effects of harvesting callianassid (ghost) shrimps on subtropical benthic communities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 320: 133-158.
- Souza, J.R.B. & Borzone, C.A. 2003. A extração de corrupto, *Callichirus major* (Say) (Crustacea, Thalassinidea), para uso como isca em praias do litoral do Paraná: as populações exploradas. Revista Brasileira de Zoologia, 20: 625-630.
- Souza, J.R.B.; Borzone C.A. & Brey, T. 1998. Population dynamics and secondary production of *Callichirus major* (Crustacea, Thalassinidea) on a southern Brazilian sandy beach. Archive of Fishery and Marine Research, 46: 151-164.
- Staton, J.L. & Felder, D.L. 1995. Genetic variation in populations of the ghost shrimp genus *Callichirus* (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) in the western Atlantic and Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science, 56: 523-536.
- Strasser, K.M. & Felder, D.L. 1999a. Larval development of two populations of the ghost shrimp *Callichirus major* (Decapoda: Thalassinidea) under laboratory conditions. Journal of Crustacean Biology, 19: 844-878.
- Strasser, K.M. & Felder, D.L. 1999b. Settlement in an Atlantic coast population of the ghost shrimp *Callichirus major* (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). Marine Ecology Progress Series, 183: 217-225.
- Suchanek, T.H. 1983. Control of seagrass communities and sediment distribution by *Callianassa* (Crustacea, Thalassinidea) bioturbation. Journal of Marine Research, 41: 281-298.

- Suchanek, T.H. & Colin, P.L. 1986. Rates and effects fo bioturbation by invertebrates and fishes at Enewetak and Bikini Atolls. *Bulletin of Marine Science*, 38: 25-34.
- Suchanek, T.H.; Colin, P.L.; McMurtry, G.M. & Suchanek, C.S. 1986. Bioturbation and redistribution of sediment radionuclides in Enewetak Atoll lagoon by callianassid shrimp: biological aspects. *Bulletin of Marine Science*, 38: 144-154.
- Waslenchuk, D.G.; Matson, E.A.; Zajac, R.N.; Dobbs, F.C. & Tramontano, J.M. 1983. Geochemistry of burrow waters vented by a bioturbating shrimp in Bermudian waters. *Marine Biology*, 72: 219-225.
- Webb, A.P. & Eyre, B.D. 2004. Effects of natural populations of burrowing thalassinidean shrimp on sediment irrigation, benthic metabolism, nutrient fluxes and denitrification. *Marine Ecology Progress Series*, 268: 20-220.
- Wynberg, R.P. & Branch, G.M. 1991. An assessment of bait-collecting for *Callianassa kraussi* Stebbing in Langebaan Lagoon, western Cape, and of associated avian predation. *South African Journal of Marine Science*, 11: 141-152.
- Wynberg, R.P. & Branch, G.M. 1994. Disturbance associated with bait-collection for sandprawns (*Callianassa kraussi*) and mudprawns (*Upogebia africana*) - long-term effects on the biota of intertidal sandflats. *Journal of Marine Research*, 52: 523-558.
- Ziebis, W.; Forster, S.; Huettel, M. & Jorgensen, B.B. 1996. Complex burrows of the mud shrimp *Callianassa truncata* and their geochemical impact in the sea bed. *Nature*, 382: 619-622.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Callichirus major* (Say, 1818) sensu lato**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: O estado de conservação do ‘corrupto de praia’, *Callichirus major sensu lato* foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2010), com base nos dados disponíveis para a espécie na literatura científica. Trata-se de um importante recurso devido à sua ampla utilização como isca para pesca em diversas áreas costeiras (Wynberg & Branch, 1994; Contessa & Bird, 2004; Skilleter et al., 2005), inclusive ao longo do litoral brasileiro (Borzzone & Souza, 1996; Souza & Borzzone, 2003). A sua utilização como isca é particularmente elevada em períodos de veraneio, com o aumento do número de turistas. A utilização como isca ocorre devido à sua qualidade atrativa para peixes e pela sua facilidade de captura nas praias arenosas (Peiró & Mantelatto, 2011). A extração descontrolada para tal finalidade pode causar alterações em sua estrutura populacional como também na de outras espécies existentes no sedimento, incluindo as simbiontes (Wynberg & Branch, 1991; Peiró & Mantelatto, 2011). A única estimativa da captura de corruptos disponível (Souza & Borzzone, 2003, no Estado do Paraná) indica a captura anual de cerca de 250 mil indivíduos, o que representa aproximadamente 10% do total de corruptos na área estudada. Já na costa das regiões Norte e Nordeste (regiões menos investigadas) não há evidências de o uso deste organismo como isca. Considerando que não é possível supor quanto foi o declínio da população de *C. major s.l.* ao longo da costa brasileira, a espécie foi categorizada como Dados Insuficientes (DD). Recomenda-se, portanto, o incremento no número de estudos populacionais nas diversas regiões de ocorrência e a avaliação dos impactos causados pela captura.

Prancha I



Callichirus major (Say, 1818) *sensu lato*

Fêmea Adulta (e/ou madura)

Escala: 1 cm

Foto: Douglas F. Peiró

CAPÍTULO 7

AVALIAÇÃO DOS COPÉPODOS (HARPACTICOIDA: CANTHOCAMPTIDAE, PARASTENOCARIDIDAE; CALANOIDA: DIAPTOMIDAE, TEMORIDAE; CYCLOPOIDA: CYCLOPIDAE)

*Lourdes M. A. Elmoor-Loureiro, Luciana de Mendonça-Galvão,
Janet W. Reid & Luiz F. L. Fernandes*

Palavras-chave: Água doce, ameaça, Copepoda, extinção, impacto.

Introdução

Copepoda é uma classe de microcrustáceos bastante diversa, ocupando habitats variados em ambientes marinhos e de água doce, podendo ser planctônicos ou possuírem vida associada a um substrato. O grupo compreende aproximadamente 13.000 espécies, das quais apenas 2.814 são límnicas (Boxshall & Dafaye, 2008).

São reconhecidas dez ordens de copépodos, três delas constituídas de espécies parasitas de peixes e invertebrados, e as demais formadas por animais de vida livre (Williamson & Reid, 2001). Cinco ordens ocorrem em ambientes límnicos, com ampla variação de hábitos de vida (Boxshall & Dafaye, 2008).

A maioria das espécies de vida livre possui entre 0,5 e 2,0 mm; formas de águas subterrâneas não excedem 0,3 mm, enquanto que espécies de águas temporárias podem chegar a 5,0 mm (Dussart & Defaye, 2001).

Dentre as ordens de vida livre, três ocorrem em águas continentais brasileiras, exatamente aquelas de maior riqueza em termos regionais e mundiais: Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida. De acordo com Boxshall & Dafaye (2008), na Região Neotropical, são conhecidas 104 espécies de Calanoida, 255 de Cyclopoida e 202 de Harpacticoida. No entanto, nenhuma delas é exclusiva de ambientes límnicos, sendo encontradas também em águas marinhas e salobras (Walter & Boxshall, 2016).

Em termos gerais, a ordem Calanoida compreende filtradores de partículas finas, enquanto os Cyclopoida são predadores de micro-organismos e os Harpacticoida são coletores de partículas (Alekseev, 2002).

Dentre os Calanoida límnicos, a família Diaptomidae se destaca pelo número de espécies (Boxshall & Dafaye, 2008), e por sua dominância em águas tropicais, relacionada a sua habilidade de escapar da predação de larvas de peixes (Alekseev,

2002). Os Temoridae incluem formas marinhas costeiras, estuarinas e límnicas; contudo, não se conhecem temorídeos límnicos neotropicais (Boxshall & Dafaye, 2008). Nas demais ordens, o destaque é para as famílias Cyclopidae (Cyclopoida), Canthocamptidae e Parastenocarididae (Harpacticoida).

Distribuição Geográfica

Embora as principais ordens de copépodos tenham ocorrência mundial, mais de 90% das espécies límnicas são endêmicas a uma única região zoogeográfica; cerca de 80% das espécies do Neotrópico são endêmicas (Boxshall & Defaye, 2008).

Muitas espécies que ocorrem em águas continentais brasileiras são conhecidas apenas em suas localidades-tipo. Isso é particularmente verdade para as espécies de campos úmidos e ambientes semi-terrestres, tais como *Attheyella yemanjae*, *Canthocamptus campaneri*, *Murunducaris juneae*, *Muscocyclops thersasiae*, *Pindamoraria boraceiae* e *Ponticyclops boscoi* (Walter & Boxshall, 2016).

Embora as espécies marinhas não estejam sendo abordadas no presente capítulo, tradicionalmente, são consideradas como de ampla distribuição. *Temora stylifera*, por exemplo, é um calanoide presente em toda a costa brasileira (Lopes et al., 1998; Resgalla Junior et al., 2008; Dias & Bonecker, 2008; Dias et al., 2015; Silva et al., 2004; Magris et al., 2011; Bonecker et al., 2014) e que também é encontrado em outros continentes (Walter & Boxshall, 2016). No entanto, estudos recentes mostram que a maioria das espécies, mesmo as planctônicas, está limitada a oceanos individuais ou mesmo a regiões e massas de água particulares. Já foi evidenciado, por exemplo, para alguns calanoides tidos como de ampla distribuição, a existência de várias subespécies ou populações diferenciadas em suas características genéticas e ocorrência (Goetze & Ohman, 2010; Cornils & Held, 2014).

A distribuição dos copépodos bentônicos de grandes profundidades permanece quase desconhecida. Para harpacticoides de águas rasas, existem apenas informações sobre algumas regiões no hemisfério norte, onde cerca de 15% das espécies e 55% dos gêneros podem ser considerados de ampla distribuição (Chertoprud et al., 2010).

Habitat e Ecologia

Copépodos vivem em uma grande diversidade de ambientes, sejam marinhos, estuarinos ou continentais. Podem ter hábitos bentônicos, litorâneos ou pelágicos em lagos e oceanos, podendo também habitar áreas úmidas, grandes rios, poças temporárias, águas subterrâneas e fitotelmas e mesmo ambientes semi-terrestres (Williamson & Reid, 2001). Os calanoides são primariamente planctônicos,

enquanto que os ciclopoides e harpacticoides, em geral, estão associados a um substrato. Alguns ciclopoides, contudo, podem ser componentes importantes do plâncton (Sampaio et al., 2002).

Os Harpacticoida integram a fauna bentônica e semi-terrestre, podendo ser exemplificados, dentre outros, por *Pindamoraria boraceiae* (Mata Atlântica), *Attheyella yemanjae*, *Canthocamptus campaneri* e *Murunducaris juneae* (campos úmidos do Cerrado) (Reid, 1994a,b; Reid & Rocha, 2003). Os ciclopoides também podem ser semi-terrestres, como é o caso de *Ponticyclops boscoi* e *Muscocyclops thersasiae* (Reid, 1987).

Os copépodes do plâncton costeiro e marinho pertencem, em sua maioria, às ordens Calanoida, Cyclopoida, Poecilostomatoida e Harpacticoida (Bradford-Grieve et al., 1999), porém várias outras ordens também estão representadas nesses sistemas no Brasil. O calanoide *Temora stylifera* é uma espécie costeira e oceânica, não exclusiva do Atlântico Sul (vide Razouls et al., 2016). Na costa brasileira, coexiste em alguns locais com a espécie invasora estabelecida *Temora turbinata* (p. ex., Lopes et al., 1998; Magris et al., 2011; Dias et al., 2015).

Os Copepoda, de forma geral, representam um importante elo na conexão de redes tróficas, uma vez que podem atuar transferindo energia desde as algas e cianobactérias (produtores primários) até os predadores. Adicionalmente, uma parte expressiva das espécies de algumas ordens ou ordens inteiras (Harpacticoida) atua na cadeia de detritos, consumindo resíduos da matéria orgânica morta de várias fontes, e disponibiliza material mais particulado para o restante da rede trófica até sua completa mineralização.

Biologia Geral

Copépodos podem se alimentar de algas, pólen, detritos, bactérias, rotíferos, cladóceros, larvas de dípteros e de peixes; a maioria das espécies de calanoides e ciclopoides são onívoras, embora seletivas (Williamson & Reid, 2001). A forma predominante de aquisição de alimento pelos calanoides é filtração de pequenas partículas, com consumo principalmente de algas, flagelados e bactérias (Alekseev, 2002). Por sua vez, os ciclopoides possuem dieta variada constituída de algas e pequenas presas, enquanto que os harpacticoides são detritívoros, consumindo bactérias, protozoários e partículas animais e vegetais em decomposição (Dussart & Defaye, 2001).

São animais de sexos separados, em geral, com razão sexual desviada em favor das fêmeas; a partenogênese pode ocorrer em harpacticoides Canthocamptidae, com supressão temporária dos machos (Dussart & Defaye, 2001). A fecundidade depende do tamanho e idade da fêmea, além da produtividade local; pequenos *Microcyclops*, por exemplo, carregam 4-8 ovos, enquanto que *Megacyclops* possuem sacos ovígeros com 200-300 ovos (Alekseev, 2002).

O desenvolvimento é anamórfico, com adição de segmentos e apêndices a cada ecdise. Existem seis ínstaes naupliares, seguidos de cinco estágios de copepodito antes de alcançar a forma adulta (Williamson & Reid, 2001). O período embrionário ocorre em cerca de três dias, enquanto o pós-embrionário dura de 3 a 5 semanas (Alekseev, 2002), dependendo da temperatura. O crescimento dos animais está relacionado ao seu tamanho, sendo que espécies menores tendem a ter maior taxa de aumento de peso (Alekseev, 2002).

Calanoides e harpacticoides produzem, também, ovos de resistência, permitindo a continuidade da população em ambientes intermitentes e situações de estresse ambiental, com condições desfavoráveis, incluindo redução da lâmina d'água; os ciclopoides não produzem ovos de resistência, mas podem entrar em diapausa a partir do segundo estágio de copepodito (Williamson & Reid, 2001).

Ameaças

A degradação dos ambientes aquáticos continentais é a principal ameaça aos copépodos que aí vivem. São fontes de risco a contaminação das águas superficiais e subterrâneas, o assoreamento de cursos d'água, a perda da vegetação ripária, a demanda de captação de água do lençol freático superior à sua capacidade de recarga, o aterramento de veredas e campos úmidos (Padovesi-Fonseca, 2005).

É particularmente preocupante a perda dos campos úmidos da região central do Brasil, habitat exclusivo de algumas espécies de copépodos. Estas áreas úmidas, de pequena extensão, têm sido drenadas em decorrência da intensa urbanização e expansão da agricultura. Como consequência do rebaixamento do lençol freático, observa-se a invasão desses campos por plantas próprias de solos mais secos, tais como *Trembleya* e *Pteridium*, mesmo em áreas de preservação ambiental (Franco & Haridasan, 2009; Giotto, 2015).

Os ambientes úmidos adjacentes aos rios, no Rio Grande do Sul, também vêm sendo fortemente modificados por práticas agrícolas, constituindo uma grande ameaça às espécies que ocorrem nesses habitats, a exemplo de *Argyrodiaptomus macrochaetus*.

Espécies exóticas de copépodos, em ambiente marinho e límnic, podem oferecer riscos às populações de espécies nativas. Em alguns locais da costa brasileira, *Temora stylifera* tem sido substituída pela invasora *Temora turbinata* (Ara, 2002), ainda que em outros ocorra alternância de dominância (Björnberg & Moreira, 1994) ou coexistência entre elas (Lopes, 2004).

Para o ambiente continental, é conhecida a presença de *Mesocyclops ogunnus*, espécie não nativa e estabelecida nos estados do Mato Grosso do Sul, São Paulo, Minas Gerais, Paraná e Paraíba (Cardoso et al., 2013). Aparentemente introduzida no Brasil por meio do cultivo de peixes importados da África (Reid & Pinto-Coelho, 1994), tornou-se espécie dominante, por exemplo, em reservatórios do Estado de

São Paulo (Rocha et al. 2011).

A criação de espécies de peixes não nativas pode também exercer pressão direta sobre as populações de copépodos de uma região. De acordo com Pinto-Coelho et al. (2008), a introdução de da piranha vermelha e do tucunaré acarretou a perda da diversidade na bacia do Rio Doce, com exclusão de espécies de copépodos diaptomídeos. Miranda et al (2013) enfatizam que ocorre uma sinergia entre fatores negativos que resultaram na redução de espécies de Copepoda (e Cladocera) nos lagos do Rio Doce, tais como eutrofização, que resultou no aumento da cobertura da zona limnética por macrófitas flutuantes (isso teria reduzido hábitat para espécies verdadeiramente planctônicas), além do aumento em populações de cianobactérias; predação pelas espécies de peixes introduzidos e modificação da vegetação ripária nativa pelo monocultivo de *Eucalyptus* spp.

Ações de Conservação

Assim como para boa parte da microbiota aquática continental, a principal ação para a conservação das espécies é a preservação dos ambientes propícios à sua existência. Particular atenção deve ser dada a pequenos corpos d'água, como campos úmidos e poças temporárias.

Outra ação necessária é o monitoramento das populações de espécies de copépodos invasores, em ambiente marinho e límnic, de modo a avaliar o impacto sobre as populações de espécies nativas e estabelecer estratégias mitigadoras no âmbito legal, do manejo, educação e prevenção.

Como existem dados que apontam para a exclusão de espécies de copépodos por meio da predação feita por peixes exóticos, uma avaliação dos potenciais impactos deve preceder a introdução desses peixes em lagos naturais e reservatórios.

Pesquisas Necessárias

Faltam dados sobre a distribuição de muitas das espécies de copépodos de águas continentais, de modo que a realização de inventários é estratégia necessária para confirmar sua área de distribuição, assim como para obter dados populacionais.

Nessa linha de investigação, visando obter informações sobre as espécies já avaliadas quanto ao risco de extinção, seriam ambientes prioritários para inventário: os campos úmidos do Cerrado, onde encontram-se muitas espécies com área de ocorrência restrita; áreas úmidas da Caatinga e Pampas; os lagos da bacia Rio Doce, com particular atenção para aqueles onde os peixes exóticos não foram introduzidos; ambientes temporários, como as poças d'água, fitotelmos e solos de mata de galeria inundáveis. Como copépodos apresentam hábitos de vida

diversificados, é preciso atenção na seleção dos ambientes e métodos de inventário.

Outras abordagens necessárias são: a pesquisa sobre características biológicas e ecológicas das espécies de copépodos, que contribuiriam para avaliar os impactos das atividades humanas sobre as suas populações; caracterização das comunidades típicas de sistemas prístinos e oligotróficos para contrastar com sistemas em modificação; efeitos do aumento da temperatura são pouco estudados no Brasil, sobretudo em ambientes de águas rasas.

Estudos sobre a estrutura populacional de *Temora stylifera* nos ambientes costeiros e oceânicos, em toda a costa brasileira, são necessários para avaliar os impactos da competição com espécie invasora já estabelecida.

Bibliografia

- Alekseev, V.R. 2002. Copepoda. Chapter 4. p. 123-187. In: C.H. Fernando, (ed.). A guide to tropical freshwater zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden.
- Ara, K. 2002. Temporal variability & production of *Temora turbinata* (Copepoda: Calanoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Scientia Marina*, 66(4): 399-406.
- Björnberg, T.K.S. & Moreira, G.S. 1994. Coexistência de *Temora turbinata* e *Temora stylifera* no Canal de São Sebastião. In: Mini-Simpósio de Biologia Marinha, 9. Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo (CEBIMar – São Paulo). Resumo.
- Bonecker, S.L.C.; Araujo, A.V. de; Carvalho, P.F. de; Dias, C. de O., Fernandes, L.F.L.; Migotto, A.E. & Oliveira, O.M.P. de. 2014. Horizontal & vertical distribution of mesozooplankton species richness and composition down to 2,300 m in the southwest Atlantic Ocean. *Zoologia (Curitiba)*, 31(5): 445-462.
- Bradford-Grieve, J.M.; Markhaseva, E.L.; Rocha, C.E.F. & Abiahy, B. 1999. Copepoda. In: Boltovskoy, D. (Ed.). South Atlantic Zooplankton. Leiden: Backhuys Publishers, p. 869-1098.
- Cardôso, H.C.B.; Ferreira, E.N.; Silva, B.Q. & Lopez, L.C.M. 2013. *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro 1957 (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida): First report for northeastern Brazil. *Check List*, 9(5): 1098-1100.
- Chertoprud, E.; Garlitska, L. & Androvsky, A. 2010. Large-scale patterns in marine harpacticoid diversity and distribution. *Marine Biodiversity*, 40(4): 301-315.
- Cornils, A. & Held, C. 2014. Evidence of cryptic and pseudocryptic speciation in the *Paracalanus parvus* species complex (Crustacea, Copepoda, Calanoida). *Frontiers in Zoology*, 11: 19. doi: 10.1186/1742-9994-11-19
- Dias, C.O. & Bonecker, S.L.C. 2008. Inter-annual variability of planktonic copepods in a tropical bay in southeastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(4): 531-542.
- Dias, C.O.; Araujo, A.V.; Vianna, S.C.; Loureiro Fernandes, L.F.; Paranhos, R.; Suzuki,

- M.S. & Bonecker, S.L.C. 2015. Spatial and temporal changes in biomass, production and assemblage structure of mesozooplanktonic copepods in the tropical southwest Atlantic Ocean. *Journal of Marine Biology Association of United Kingdom*, 95(3): 483-496.
- Dussart, B.H. & Defaye, D. 2011. Copepoda: Introduction to the Copepoda. (2nd edition). Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. H.J.F. Dumont (ed.). SPB Academic Publishers, The Hague, 344 p.
- Franco, A.C. & Haridasan, M. 2009. Cerrado. p. 260-285. In: K. Del Claro, S.P. Oliveira and V. Rico-Gray. *Tropical Biology and Conservation Management. Volume IV: Botany*. EOLSS Publications.
- Giotto, A.C. 2015. Colonização de *Trembleya parviflora* em áreas úmidas no Distrito Federal, Brasil. Tese (Doutorado em Botânica), Universidade de Brasília, Brasília, 107 p.
- Goetze, E. & Ohman, M.D. 2010. Integrated morphological and molecular biogeography of the calanoid copepod family Eucalanidae. *Deep-Sea Research II*, 57: 2110-2129.
- Lopes, R.M. 2004. Bioinvasões aquáticas por organismos zooplanctônicos: uma breve revisão. In: J.S.V Silva & R.C.C.L. Souza (org.) *Água de Lastro e Bioinvasão*. Rio de Janeiro: Interciência, p. 113-131.
- Lopes, R.M.; Vale, R. & Brandini, F.P. 1998. Composição, abundância e distribuição espacial do zooplâncton no complexo estuarino de Paranaguá durante o inverno de 1993 e o verão de 1994. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 46(2):195-211.
- Magris, R.A.; Pereira, J.B. & Loureiro Fernandes, L.F. 2011. Interannual variability in tropical estuarine copepod assemblages off Northeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 31: 260-269.
- Miranda, F.S.; Pinto-Coelho, R.M. & Gonzaga, A.V. 2013. Redução da riqueza de organismos do zooplâncton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. *Revista Brasileira de Zoociências*, 15(1, 2, 3): 69-90.
- Padovesi-Fonseca, C. 2005. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado. p. 415-429. In: A. Scariot, J.C. Souza-Silva & J.M. Felfili (eds.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Pinto-Coelho, R.M.; Bezerra-Neto, J.F.; Miranda, F.; Mota, T.G.; Santos, A.M.; Maia-Barbosa, P.M.; Mello, N.A.S.T.; Marques, M.M.; Campos, M.O. & Barbosa, F.A.R.. 2008. The inverted trophic cascade in tropical planktonic communities: impacts of exotic fish introduction in the Middle Rio Doce Lake District, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66 (4 Suppl.): 631-637.
- Razouls, C.; de Bovée, F.; Kouwenberg, J. & Desreumaux, N. 2005-2016. Diversity and Geographic Distribution of Marine Planktonic Copepods. Disponível em: <<http://www.copepodes.obs-banyuls.fr/en>> [Acessado em 21/08/2016].
- Reid, J.W. 1987. The cyclopoid copepods of a wet campo marsh in central Brazil. *Hydrobiologia*, 153(2): 121-138.
- Reid, J.W. 1994a. *Murunducaris juneae* new genus, new species (Copepoda:

- Harpacticoida: Parastenocarididae) from a wet campo in central Brazil. *Journal of Crustacean Biology* 14(4): 771-781.
- Reid, J.W. 1994b. Two new species of copepods (Copepoda: Harpacticoida: Canthocamptidae) of particular biogeographical interest from central Brazil. *Nauplius*, 1: 13-38.
- Reid, J.W. & Pinto-Coelho, R.M. 1994. An Afro-Asian continental copepod, *Mesocyclops ogunnus*, found in Brazil; with a new key to the species of *Mesocyclops* in South America and a review of intercontinental introductions of copepods. *Limnologica*, 24: 359-368.
- Reid, J.W. & Rocha, C.E.F. 2003. *Pindamoraria boraceiae*, a new genus and species of freshwater Canthocamptidae (Copepoda, Harpacticoida) from Brazil. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 139: 81-92.
- Resgalla Junior, C.; Souza, V.G.C. de; Rorig, L.R. & Schettini, C.A.F. 2008. Spatial and temporal variation of the zooplankton community in the area of influence of the Itajaí-açu River, SC (BRAZIL). *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(3): 211-224.
- Rocha, O.; Espíndola, E.L.G.; Rietzler, A.C.; Fenerich-Verani, N. & Verani, J.R. 2011. Animal invaders in São Paulo state reservoirs. *Oecologia Australis*, 15(3): 631-642.
- Sampaio, E. V.; Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J. G. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(3): 525-545.
- Silva, A.P.; Neumann-Leitão, S. & Schwamborn, R. 2004. Mesozooplankton of an impacted bay in North Eastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(3): 485-493.
- Walter, T.C. & Boxshall, G. 2016. World of Copepods database. Disponível em <<http://www.marinespecies.org/copepoda>> [Acessado em 08/08/2016].
- Williamson, C.E. and J.W. Reid. 2001. Copepoda, p. 915-954 *In*: J.H. Thorpe & A.P. Covich (ed.). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. San Diego: Academic Press.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Argyrodiaptomus macrochaetus* Brehm, 1937**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: No Brasil, *Argyrodiaptomus macrochaetus* é conhecido apenas de poças temporárias próximas a Porto Alegre. Não são conhecidas informações sobre a biologia e ecologia da espécie, assim como não se tem dados suficientes sobre a área de ocorrência. Contudo, os ambientes úmidos adjacentes aos rios vêm sendo modificados no Rio Grande do Sul pela agricultura, constituindo uma grande ameaça às espécies que ocorrem nesses habitats. Por outro lado, a falta de registros de ocorrência pode ser resultante da desatenção aos habitats apropriados, mas também pelo fato das poças temporárias serem, frequentemente, destruídas pelas atividades agrícolas ou construção civil. Considerando estas incertezas, a espécie foi categorizada como Dados Insuficientes.

***Argyrodiaptomus neglectus* (Wright S., 1937)**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: Da espécie, conhece-se somente a descrição dos tipos, de 1938, nas proximidades de Belo Horizonte. Não existe informação sobre a procura desta espécie em ambientes propícios, já que as pesquisas realizadas em sua área de ocorrência têm foco em grandes corpos d'água, de modo que não é possível fazer qualquer avaliação sobre o seu status de conservação. Como é conhecida apenas da localidade tipo, uma área bastante antropizada, pode estar sob ameaça. Contudo, faz-se necessária a realização de pesquisas para confirmar a distribuição da espécie.

***Argyrodiaptomus nhumirim* Reid, 1997**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: Os poucos dados de ocorrência da espécie dificultam a avaliação de seu status de conservação. Não se sabe se existem ameaças que impactem a espécie, mas, por ocorrer em uma fazenda experimental da EMBRAPA, considera-se que não sejam relevantes, contudo, está informação precisa ser confirmada. Não há dados sobre a real extensão de ocorrência, sendo necessárias pesquisas para confirmar a distribuição da espécie, bem como se existem ameaças. Tendo em vistas estas incertezas, a espécie foi categorizada com Dados Insuficientes (DD).

***Idiodiaptomus gracilipes* (Dowe, 1911)**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Idiodiaptomus gracilipes* é conhecida somente da localidade tipo (Itapira, SP), não sendo mais reportada desde sua descrição em 1911. Em coletas mais recentes, em ambientes semelhantes aos de ocorrência da espécie, esta não foi

encontrada; não houve coleta, contudo, na região da localidade tipo.

***Notodiaptomus dubius* Dussart & Matsumura-Tundisi, 1986**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: Espécie conhecida apenas de uma lagoa (Lagoa Amarela, no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais). Existem dados que sugerem que espécies de peixes introduzidas nas lagoas da bacia do Rio Doce estejam causando impactos na população desta espécie. Como não há maiores informações que subsidiem o enquadramento nos critérios de ameaça, optou-se avaliá-la como Dados Insuficientes (DD), o que implica a necessidade de maiores estudos sobre sua biologia e condição da população.

***Notodiaptomus maracaibensis* Kiefer, 1954**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Notodiaptomus maracaibensis* está presente em diversas bacias hidrográficas no norte da América do Sul, incluído drenagens para o Pacífico e o Atlântico e o sistema Orinoco-Amazonas. No Brasil, é conhecido apenas no reservatório de Tucuruí, no Pará. Não se conhece a existência de ameaças que impactem a espécie, sendo classificada como Menos Preocupante (LC). No entanto, é necessária a realização de pesquisas para confirmar a distribuição da espécie.

***Temora stylifera* (Dana, 1849)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Temora stylifera* ocorre praticamente em toda a costa brasileira, sendo encontrada também em outros continentes. Ainda são poucos os dados sobre esta espécie no Brasil o que dificulta a avaliação do seu estado de conservação. Em alguns ecossistemas litorâneos, *Temora stylifera* vem sendo substituída pela espécie invasora *Temora turbinata*. No entanto, considerando que a espécie possui uma distribuição muito ampla no Brasil, ocorrendo também em outras regiões litorâneas de outros continentes, e que não há dados concretos que indiquem que esta ameaça ocorre em toda a sua área de distribuição, foi classificada como Menos Preocupante (LC).

***Metacyclops campestris* Reid, 1987**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: A perda dos campos úmidos na localidade tipo (único registro de ocorrência da espécie conhecido) sugere que esta espécie esteja sob ameaça, necessitando de pesquisa sobre suas características biológicas e ecológicas para confirmar os impactos das atividades humanas sobre a população. Por tais razões, optou-se por considerá-la como Dados Insuficientes (DD).

Muscocyclops bidentatus* Reid, 1987*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: Esta espécie é conhecida apenas na localidade tipo, sendo que a redução dos ambientes de campo úmido sugere que esteja sob ameaça, necessitando de pesquisa sobre suas características biológicas e ecológicas para confirmar os impactos das atividades humanas sobre a população. Por tais razões, optou-se por considerá-la como Dados Insuficientes (DD).

Muscocyclops thersasiae* Reid, 1987*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: A espécie é conhecida apenas da localidade tipo, que tem sofrido efeitos negativos da ação antrópica, não havendo informações sobre sua biologia, distribuição e status da população.

Ponticyclops boscoi* Reid, 1987*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: Conhecida apenas em campos úmidos da localidade tipo, sendo que estes vêm sendo perdidos por influência de atividades humanas. Há necessidade de pesquisa sobre suas características biológicas e ecológicas para confirmar as ameaças sobre a espécie. Por tais razões, optou-se por considerá-la como Dados Insuficientes (DD).

Tropocyclops federensis* Reid, 1991*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: A espécie só foi registrada na Lagoa da Península Norte, em Brasília, uma área de intensa urbanização em seu entorno. Imagens de satélite mostram as margens florestadas, porém com assoreamento. O acesso à lagoa é limitado pelas residências, de modo que se supõe que seja pouco frequentada. No entanto, as atividades de desenvolvimento urbano atual e projetos em desenvolvimento indicam ameaças potenciais à conservação desta espécie. Contudo, é possível que a exemplo de *T. nananae*, *T. federensis* também ocorra no Parque Nacional de Brasília, unidade de conservação adjacente ao local onde a espécie é registrada. Contudo, enquanto não forem realizados estudos que registrem a espécie em outras localidades, a espécie foi categorizada como Dados Insuficientes (DD).

Tropocyclops nananae* Reid, 1991*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: A espécie *Tropocyclops nananae* ocorre em apenas duas localidades no Distrito Federal. Na Lagoa da Península Norte, em Brasília, uma área de intensa urbanização em seu entorno. Imagens de satélite mostram as margens florestadas, porém com assoreamento. O acesso à lagoa é limitado pelas residências, de modo que se supõe que seja pouco frequentada. No entanto, as atividades de desenvolvimento urbano atual e projetos em desenvolvimento

indicam ameaças potenciais à conservação desta espécie. Contudo, o outro local de ocorrência é uma unidade de conservação, o Parque Nacional de Brasília. Deste modo, não há ameaças à conservação desta espécie, portanto, ela foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Attheyella yemanjae* Reid, 1993**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: A espécie é conhecida apenas da localidade tipo, que tem sofrido efeitos negativos da ação antrópica, não havendo informações sobre sua biologia, distribuição e status da população.

***Canthocamptus campaneri* Reid, 1994**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: A perda dos campos úmidos na localidade tipo (único registro de ocorrência da espécie conhecido) sugere que esta espécie esteja sob ameaça, necessitando de pesquisa sobre suas características biológicas e ecológicas para confirmar os impactos das atividades humanas sobre a população. Por tais razões, optou-se por considerá-la como Dados Insuficientes (DD).

***Pindamoraria boraceiae* Reid & Rocha, 2003**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Espécie conhecida apenas da localidade tipo, a Estação Ecológica de Boracéia, não havendo dados sobre sua extensão de ocorrência. A falta de registros de ocorrência pode ser resultante da desatenção aos habitats apropriados. Não se conhecem ameaças à espécie, sendo classificada como Menos Preocupante (LC).

***Murunducaris juneae* Reid, 1994**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Murunducaris juneae* é conhecida apenas da localidade tipo (uma área de campo úmido em Brasília, DF) tendo sido descrita em 1994. Não foi encontrada em nenhuma outra parte, embora habitats semelhantes tenham sido investigados em outras partes do Brasil central. Devido à perda dos campos úmidos na localidade tipo, acredita-se que esteja sob ameaça, necessitando de pesquisa que confirme os impactos e levantem suas características biológicas e ecológicas. Por tais razões, optou-se por considerá-la como Dados Insuficientes (DD).

Prancha I



***Temora stylifera* (Dana, 1849)**

Escala: 1mm

Foto: Luiz Fernando L. Fernandes

CAPÍTULO 8

AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO-GUAJÁ *Carpilius corallinus* (HERBST, 1783) (DECAPODA: CARPILIIDAE)

Allysson Pinheiro, Carlos Eduardo R. D. Alencar & Fúlvio A. M. Freire

Palavras-chave: caranguejo-de-coral, fauna acompanhante, pesca artesanal, pesca de lagosta, siri-guajá.

Introdução

A Família Carpiliidae Ortmann, 1983 (reconhecida, anteriormente, como subfamília Carpiliinae Ortmann, 1983) ficou esquecida por grande parte dos pesquisadores durante muitas décadas, devido às inconsistências taxonômicas de posicionamento hierárquico, ora perante a subfamília Xanthinae, ora pelos reposicionamentos a um grau taxonômico superior para a família Xanthidae (Coelho & Coelho-Filho, 1993). Posteriormente, Guinot (1978) elevou o status taxonômico para família Carpiliidae, incluindo apenas o gênero *Carpilius* (Leach em Desmarest, 1823). Recentes descobertas moleculares de fragmentos de genes mitocondriais 12S- e 16s-rDNA confirmaram a monofilia e o status distinto da família Carpiliidae, embora a relação taxonômica com Xanthidae, Menippidae, Trapeziidae e Ocypodidae, ainda não estão totalmente esclarecidas (Wetzer et al., 2003).

Atualmente, essa família é composta, apenas, por três espécies de um único gênero, *Carpilius*: *C. corallinus* (Herbst, 1783), *C. convexus* Forskal, 1775 e *C. maculatus* Linnaeus, 1758 (Ng et al., 2008). Em todas as investigações moleculares conduzidas por Wetzer et al. (2003), *C. corallinus* aparenta ser basal em relação as duas outras espécies do gênero, sendo *C. convexus* e *C. maculatus* proximamente relacionadas. Enquanto *C. convexus* e *C. maculatus* possuem distribuição no Indo-Pacífico (Ilhas do Havá, Mar da Índia) e no Mar Vermelho, *Carpilius corallinus* é a única espécie do gênero com ocorrência no Atlântico Ocidental, incluindo a costa do Brasil (Holthuis, 1991; Coelho & Coelho-Filho, 1993; Wetzer et al., 2003).

Os primeiros registros do caranguejo-guajá (*C. corallinus*) no Brasil datam de 1890, em levantamento realizado por Pocock, no Arquipélago de Fernando de Noronha (publicado originalmente no trabalho de Ridley, 1890). Posteriormente,

Rathbun (1930) e demais registros pontuais, nas décadas seguintes, estabeleceram uma área de distribuição tropical disjunta para a espécie que abrange uma faixa do sul dos Estados Unidos (Flórida) até a costa da Venezuela, incluindo o Mar do Caribe e uma segunda faixa distribucional no litoral oriental da costa do Brasil, na região Nordeste (Coelho & Coelho-Filho, 1993).

Na metade do século XX, dados da literatura especializada destacavam a necessidade de um maior conhecimento sobre a biologia e ecologia do caranguejo-guajá (Fausto-Filho, 1966; Costa, 1968) devido ao seu alto valor econômico (Fausto-Filho, 1974) nos mercados locais. Os autores citados anteriormente destacaram a crescente participação da espécie na fauna acompanhante da pesca de lagosta por manzuás no litoral do Ceará, nas décadas de 1960 e 1970, indicando aspectos populacionais de *baseline* inicial para melhor compreensão da dinâmica populacional local. Entretanto, embora seja capturado incidentalmente na pesca da lagosta e em pescarias de subsistência, essa é uma ameaça local que, atualmente, não representa risco de extinção à espécie, devido a sua amplitude de distribuição geográfica e batimétrica. Dessa forma, *Carpilius corallinus* foi categorizada como Menos Preocupante – LC (*Least Concern*).

Apesar do peculiar quadro de ameaça local, até o presente momento, nenhuma ação de avaliação em nível nacional das populações de *C. corallinus* foi conduzida. Esse padrão, também, é particular para ações voltadas em nível mundial (IUCN, 2013). Os poucos registros de estudos específicos aos aspectos populacionais dessa espécie se restringem em parâmetros isolados como sua descrição larval (Laughlin et al., 1983), notas de dinâmica reprodutiva (Laughlin, 1982), registros de tamanhos médios e de estruturação por classe de tamanho (Costa, 1968). Uma grande parte dos estudos, trata, ainda, do levantamento da ocorrência da espécie, ampliando e atualizando a distribuição geográfica da espécie. Esse cenário reflete o status atual do conhecimento da espécie, como de levantamento de *baseline* para futuras avaliações em nível populacional.

Distribuição Geográfica

Carpilius corallinus ocorre no Atlântico Ocidental em distribuição não contínua, formando duas faixas de distribuição geográfica. A primeira faixa distribucional ocorre dos Estados Unidos (Flórida) (Abele & Kin, 1968), Golfo do México (Pequegnat & Ray, 1974) e todo o Mar do Caribe, incluindo Bermudas (Verrill, 1908, Chace et al., 1986), Bahamas (Rathbun, 1930), Antilhas (Ortmann, 1863, Rathbun, 1930), Panamá (Parker & Shulman, 1986), República Dominicana (Herrera et al., 2011), Colômbia (Lemaitre, 1981), Venezuela (Rodriguez, 1980; Laughlin et al., 1983) e Ilha Guana e Ilha Navassa (Wetzer et al., 2003). A segunda faixa distribucional ocorre no litoral do Brasil, entre o Ceará e Alagoas (Melo, 1996; Coelho et al., 2008), além de registros pontuais na Bahia (Carqueija & Da Silva, 2012), São Paulo (Melo et al., 1998), Ilha de Fernando de Noronha (Fausto-Filho et al., 1974; Coelho et al., 2008) e no Atol das Rocas (Wetzel et al., 2003).

Habitat e Ecologia

Os membros da família Carpiliidae são animais livre-natantes e rastejantes bentônicos do litoral tropical (Colins & Morris, 1973). O caranguejo-guajá é uma espécie estenohalina e estenotérmica (Coelho & Coelho-Filho, 1993), que realiza suas principais atividades, forrageamento e locomoção, no período noturno (Guinot, 1967; Pequegnat & Ray, 1974; Wetzler et al., 2003) e, durante o dia, assume hábito críptico, embaixo de largas rochas e entre as franjas dos recifes de corais (Carlos Alencar, com. pessoal - 2013). A zonação registrada, atualmente, para a espécie é da região de maré baixa (infralitoral) até os 40m de profundidade (Coelho & Ramos-Porto, 1995). O registro de ocorrência batimétrica em maior profundidade foi de 50m, no Arquipélago los Roques, no litoral da Venezuela (Laughlin, 1982). Recifes de coral, recifes de arenito, substratos arenosos (Coelho & Coelho-Filho, 1993; Melo, 1996), fundos de cascalho e consolidados rochosos em região de infralitoral estão entre os substratos onde *C. corallinus* já foi registrado. Em adição, Fausto-Filho (1966) registrou a espécie habitando fundos costeiros de cascalho habitados por lagostas do gênero *Panulirus* White, 1847, na costa do Ceará.

Aspectos de dieta de *Carpilius corallinus* e das demais espécies congêneres são pouco conhecidos e assume-se, em consenso, que são caranguejos generalistas que predam moluscos e vermes que vivem no mesmo habitat (Colins & Morris, 1973). Essa espécie é uma conhecida predadora do equinodermo equinóide *Diadema antillarum* (Pequegnat & Ray, 1974; Parker & Shulman, 1986) e presa dos siris do gênero *Portunus* (*Thalamita*) (referenciado apenas como *Thalamita*, por Taylor, 1968 apud Colins & Morris, 1973) no Mar do Caribe.

Tendências sobre a estrutura das populações em território nacional e internacional são desconhecidas. Além disso, não são conhecidos, tampouco, dados sobre a contribuição de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. Demais aspectos sobre a ecologia de *C. corallinus* são também desconhecidos.

Biologia Geral

A biologia da espécie é conhecida apenas virtualmente (Laughlin, 1982; Wetzler et al., 2003). Alguns aspectos reprodutivos quanto à dinâmica reprodutiva, cópula e desenvolvimento larval foram descritos. A partir de espécimes coletados na costa Venezuelana, Laughlin (1982) descreveu o período reprodutivo como contínuo, devido à presença de fêmeas ovígeras durante todo o ano. Fêmeas ovígeras apresentaram tamanhos médios de 90 a 100 mm e com maior ocorrência entre o final do verão e durante o outono do hemisfério norte. A cópula de *C. corallinus* é semelhante a de *Menippe mercenaria* (Say, 1818), como descrito por Savage (1971). O

aparecimento dos ovos em laboratório foi registrado com cerca de 40 a 50 dias após a cópula (Laughlin, 1982). São conhecidos 05 estágios larvais de Zoea (Laughlin et al., 1983) e o estágio de Megalopa ainda é desconhecido (Wetzer et al., 2003).

O tamanho médio descrito para a espécie é semelhante à espécie congênere *C. maculatus* (acima de 154 mm de largura de carapaça) (Wetzer et al., 2003). Em trabalho realizado na costa cearense na década de 1960, dados obtidos de *C. corallinus* através da pesca de lagosta, reportaram que os machos atingiram uma média de 129,4 mm enquanto as fêmeas atingiram a média de 97,7 mm (Costa, 1968). No registro pontual, no litoral da Bahia, Carqueija & Silva (2012) registraram o tamanho de 162,45 mm para um macho da espécie.

Informações de dinâmica reprodutiva, cópula, extrusão e desenvolvimento dos ovos em ambiente natural são desconhecidos. Outros aspectos de biologia geral para a espécie são também desconhecidos.

Ameaças

Carpilius corallinus se destaca como captura incidental na pesca industrial e artesanal de lagosta (covo, emalhe e manzuá). Sua captura ocorre, principalmente, na pescaria de subsistência. Além disso, em alguns estados no litoral do Nordeste brasileiro, o animal é utilizado em peças de zooartesanato (Carlos Alencar, com. pessoal - 2013). No Nordeste brasileiro é ainda comercializado e usado para consumo próprio dos pescadores. Adicionalmente, há registro de comercialização em redes de mercados do interior do nordeste sobre a alcunha de “Siri” (Allysson P. Pinheiro, com. pessoal - 2013).

Ações de Conservação

Não há medidas de conservação voltadas a essa espécie no Brasil. Medidas de ordenamento pesqueiro são necessárias para a espécie.

Pesquisas Necessárias

Recomendamos a realização de futuras avaliações a curto e médio prazo sobre monitoramento pesqueiro artesanal e industrial para o litoral brasileiro para compor os dados primários de *baseline* populacional para fomento do ordenamento pesqueiro para a espécie. Em adição, ainda sugerimos: (1) levantamentos de biodiversidade em diferentes estratos batimétricos para trazer novas informações sobre a faixa distribucional da espécie no litoral brasileiro, (2) estudos de dinâmica populacional em populações naturais e, em

faixas etárias sob arte de pesca, englobando aspectos de reprodução, crescimento, natalidade, mortalidade, recrutamento, proporção dos gêneros sexuais e distribuição de frequência em classe de tamanho e, (3) estudos etnoecológicos e da interface homem-natureza (pescador-pescado).

Bibliografia

- Abele, L.G. & Kim, W. 1986. An Illustrated Guide to the Marine Decapod Crustaceans of Florida. Technical Series of the State of Florida Department of Environmental Regulation 8: 1-391.
- Carqueija, C.R.G. & Da Silva, F.P.M. 2012. First record of the coral crab *Carpilius corallinus* (Crustacea: Decapoda: Carpiliidae) on the coast of Bahia, Brazil. *SITIENTIBUS série Ciências Biológicas*, 12(1), 165-166.
- Chace Jr., F.A.; Mcdermott, J.J.P.; Mclaughlin, A.; Manning, R.B. 1986. Decapoda. In: Sterrer, W. (Ed.), *Marine Fauna and Flora of Bermuda*. Wiley-Interscience/Wiley, New York, pp. 312-358.
- Coelho, P.A. & Coelho-Filho, P.A. 1993. Nota sobre a família Carpiliidae no Brasil (Crustacea, Decapoda, Brachyura). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 22, 259-270. [Datado 1991/1993, publicado 1993].
- Coelho, P.A. & Ramos-Porto, M. 1995. Distribuição ecológica dos crustáceos Decápodos marinhos do Nordeste do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 23, 113-127 [Datado 1994/1995, publicado 1995].
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E.A. 2008. Checklist of the marine and estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1-58.
- Collins, J.S.H. & Morris, S.F. 1973. A new crab from the Middle Eocene of Libya. *Palaeontology*, 16(2): 283-292.
- Costa, R.S. 1968. Estudo preliminar sobre a biologia e a pesca do caranguejo *Carpilius corallinus* (Herbst), no Estado do Ceará. *Arquivos de estudos biológicos da Universidade Federal do Ceará*, 8(2): 211-219.
- Desmarest, A.G. 1823. Crustacés malacostracés In: F.G. Levrault and Le Normant (Eds), *Dictionnaire des Sciences Naturelles*. Strasbourg & Paris, 28: 211-285.
- Fausto-Filho, J.; Matthews, H.R. & Lima, H.H. 1966. Nota preliminar sobre a fauna dos bancos de lagostas no Ceará. *Arquivos de estudos biológicos da Universidade Federal do Ceará* 6(2): 127-130.
- Fausto-Filho, J. 1966. Primeira contribuição ao inventário dos crustáceos decápodos marinhos do Nordeste brasileiro. *Arquivos de Ciências do Mar* 6(1): 31-37.
- Fausto-Filho, J. 1974. Stomatopod and decapod crustaceans of the Archipelago of Fernando de Noronha, Northeast Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar* 14(1): 1-35.

- Forskaal, P. 1775. Descriptiones Animalium, Avium, Amphibiorum, Piscium, Insectorum, Vermium, Quae in Itinere Orientali Observavit. Petrus Forskaal, Haunia.
- Guinot, D. 1967. *Les Crabes Comestibles de L'Indo-Pacifique*. Systema Fondation Singer-Polignac, Paris.
- Guinot, D. 1978. Principes d'une classification evolutive des Crustaces Decapodes Brachyours. Bull. Biol. France et Belgique (n.s.) 112: 209-292.
- Herbst, J.F.W. 1782–1804. Versuch einer Naturgeschichte der Krabben und Krebse, vol. 3. Berlin und Stralsund.
- Herrera, A.; Betancourt, L.; Silva, M.; Lamelas, P. & Melo, A. 2011. Coastal fisheries of the Dominican Republic. In: Salas, S., Chuenpagdee, R., Charles, A. & Seijo, J. C. (Eds). Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome, FAO. pp. 175-217.
- Holthuis, L.B. 1991. Marcgraf's (1648) Brazilian Crustacea *Zoologische Verhandelingen*, 268: 1-23.
- IUCN, 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. Consultado em 21 de setembro de 2016.
- Laughlin, R.A. 1982. Some observations on the occurrence, reproduction of the coral crab *Carpilius corallinus* (Herbst, 1783) (Decapoda, Xanthidae) in the Archipelago los Roques, Venezuela. *Crustaceana*, 43(2): 219-221.
- Laughlin, R.A.; Rodrigues, P.J. & Marval, J.A. 1983. Zoal stages of the coral crab *Carpilius corallinus* (Herbst) (Decapoda, Xanthidae) reared in the laboratory. *Crustaceana*, 44: 169-186.
- Lemaitre, R. 1981. Shallow-water crabs (Decapoda, Brachyura) collected in the southern Caribbean near Cartagena, Colombia. *Bulletin of Marine Science*, 31(2): 234-266.
- Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae Per Regna Tria Naturae, Secundum Classes, Ordines, Genera, Species, Cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis*, 10 ed., vol. 1. Laurentii Salvii (Homiae).
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejo e Siris) do Litoral Brasileiro. Plêiade/FAPESP, São Paulo.
- Melo, G.A.; Torres, M.F.A.; Campos, O. 1998. Malacostraca- Eucarida Brachyura Dromiacea and Oxystomata. In: Young, P. S. (Ed.), *Catalogue of Crustacea of Brazil*, vol. 6. Rio de Janeiro: Museu Nacional, Série Livros, pp. 439-454.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie, P.J.F. 2008. *Systema Brachyurorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world*. The Raffles Bulletin of Zoology, 17: 1-286.
- Ortmann, A. 1893. Die Decapoden-Krebse des Strassburger Museums. VII Theil. Abtheilung: Brachyura. II. Unterabtheilung: Cancroidea, 2. Section: Cancrinea, 1. Gruppe: Cyclometopa. *Zool. Jahrbuucher*, Jena 7: 411-495.
- Pequegnat, L.H.; Ray, J.P. 1974. Crustaceans and other arthropods. In: Bright, T.J., Pequegnat, L.H. (Eds.), *Biota of the West Flower Garden Bank*. Gulf Publishing,

- Houston, TX, pp. 231-288.
- Pocock, R.I., 1890. Crustacea. In: Ridley, H. N. (Ed.) Notes on the Zoology of Fernando de Noronha. The Journal of the Linnean Society Zoology, 20, 473-526.
- Rathbun, M. J., 1930. The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae, Cancridae, and Xanthidae. U. S. Nat. Mus. Bull. 152, 1-609.
- Rodriguez, G., 1980. Los Crustáceos Decápodos de Venezuela. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Caracas. 444 p.
- Savage, T. 1971. Mating of the stone crab *Menippe mercenaria* Decapoda, Brachyura. Crustaceana, 20(3): 315-317.
- Taylor, J.D. 1968. Coral reef and associated invertebrate communities (mainly molluscan) around Mahe, Seychelles. Philosophical transactions of the Royal Society of London – Series B, 254: 129-206.
- Verrill, A.E. 1908. Decapod crustacean of Bermuda: 1. Brachvura and Anomura. Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences, 13: 299-473.
- Wetzer, R.; Martin, J.W. & Trautwein, S.E. 2003. Phylogenetic relationships within the coral crab genus *Carpilius* (Brachyura, Xanthoidea, Carpiliidae) and of the Carpiliidae to other xanthoid crab families based on molecular sequence data. Molecular Phylogenetics and Evolution, 27(3): 410-421.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

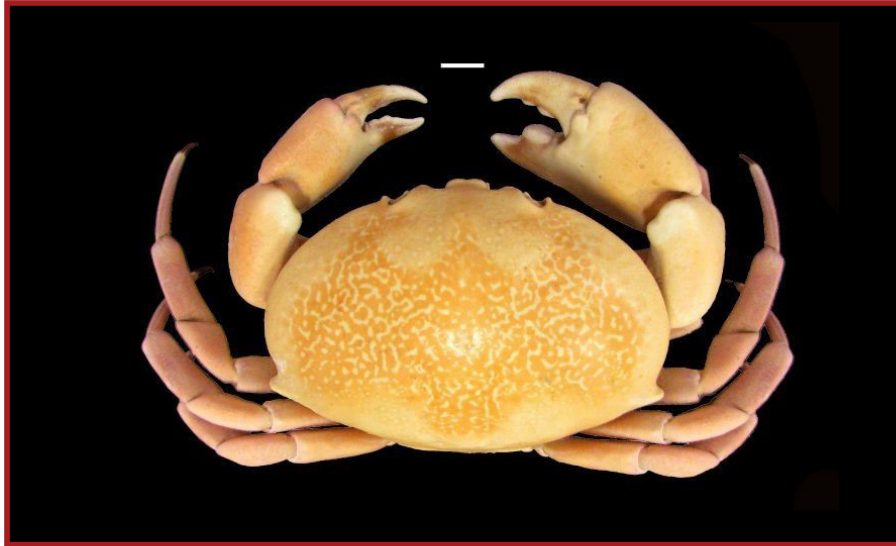
Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Carpilius corallinus* (Herbst, 1783)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Carpilius corallinus* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental dos Estados Unidos até o Brasil desde águas rasas até 50 m de profundidade. No litoral brasileiro há registros confirmados do Ceará até Alagoas e ilhas oceânicas. Há registros pontuais na Bahia e em São Paulo. Embora seja capturado incidentalmente na pesca da lagosta e em pescarias de subsistência, esta é uma ameaça local que atualmente não representa risco de extinção à espécie devido a sua amplitude de distribuição geográfica e batimétrica. Portanto, *Carpilius corallinus* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



***Carpilius corallinus* (Herbst, 1783)**

Escala: 10mm

Foto: Allysson Pinheiro & Carlos Alencar

CAPÍTULO 9

AVALIAÇÃO DOS QUIDORÍDEOS (BRANCHIOPODA: CHYDORIDAE)

Lourdes M. A. Elmoor-Loureiro

Palavras-chave: *água doce, ameaça, Cladocera, extinção, impacto.*

Introdução

Os membros da Família Chydoridae Stebbing, 1902 emend. Dumont & Silva-Briano, 1998, são pequenos (0,2 a 1,0 mm), podendo ser distintos dos demais cladóceros pela cabeça recoberta por um escudo, no qual os fórnices expandidos unem-se ao rostro bem desenvolvido. As curtas primeiras antenas acham-se inteiramente cobertas pelo escudo cefálico, enquanto que este cobre apenas a base das segundas antenas. Outras características diferenciais dessa família são a existência de uma quilha expandida no labro, ramos da segunda antena com três segmentos e o ânus em posição dorsal no pós-abdome.

A maioria dos Chydoridae vive em associação com a vegetação aquática ou com o sedimento fino (Fryer, 1968), de modo que são típicos habitantes da zona litorânea dos corpos d'água, assim como de áreas úmidas rasas. Esse hábito implica em adaptações morfofuncionais, quando comparados a outros grupos de cladóceros, como o maior desenvolvimento do rostro, tegumento mais espesso e rígido e maior especialização das cerdas ventrais da carapaça (Kotov, 2006).

Chydoridae é a mais diversa das famílias de Cladocera, correspondendo a cerca de 42% das espécies conhecidas (Forró et al., 2008). A diversidade de nichos promovida pela heterogeneidade encontrada na zona litorânea dos corpos d'água pode ser considerada um fator importante na especiação do grupo (Fryer, 1968).

Distribuição Geográfica

A família Chydoridae é encontrada em todos os continentes (Forró et al.,

2008). Esta ampla distribuição, contudo, não se verifica em termos de distribuição das espécies. Ao contrário, as espécies de Chydoridae tendem ao endemismo regional, fato relacionado à natureza de seus ovos de resistência, que precipitam ou se aderem à vegetação, sendo mais propícios a formar uma população residente dormente do que a dispersar a longas distâncias (Frey, 1987; Van Damme & Sinev, 2013).

Existem espécies de ocorrência frequente e ampla distribuição continental, como a Neotropical *Anthalona verrucosa* (Sars, 1901) (Van Damme et al., 2011; Sousa et al., 2015), assim como espécies de distribuição restrita, como *Celsinotum candango* Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010, conhecida apenas no Parque Nacional de Brasília (Sousa et al., 2013).

Habitat e Ecologia

Os Chydoridae são encontrados exclusivamente em ambientes de água doce, dos mais variados tipos. Devido a sua necessária associação com um substrato, ocorrem em corpos d'água onde se observa a presença de vegetação aquática ou sedimento de partículas orgânicas finas. Também podem existir na serapilheira submersa (Ghidini, 2011). Desse modo, não são habitantes típicos do zooplâncton, embora ocasionalmente possam frequentar a coluna d'água.

Existem algumas espécies que nadam eficientemente, mas os Chydoridae usualmente rastejam sobre ou no substrato e, nesta associação, desenvolveram hábitos diversos (Fryer, 1968): raspadores do perifiton, coletores ou filtradores de partículas raspadas ou resuspensas do sedimento, além de hábitos muito especializados, como comedores de carcaças de pequenos crustáceos (*Pseudochydorus*) e parasitas de hidras (*Anchistropus*). Na captura de alimento, usam seus apêndices torácicos, que possuem cerdas modificadas em espinhos, que atuam como estruturas de fragmentação e raspagem.

A natureza dos substratos tem sido considerada o fator principal na distribuição dos Chydoridae, determinando se uma espécie pode ou não se estabelecer em um ambiente particular (Fryer, 1968). Desse modo, as características químicas e a velocidade de fluxo da água exercem um papel indireto sobre a distribuição desses animais ao condicionarem o tipo de macrófita e sedimento presentes no ambiente.

Tipicamente, apresentam partenogênese cíclica, pontuada por episódios de reprodução sexuada, quando são produzidos ovos de resistência (efípios). Estes podem permanecer dormentes por muito tempo, permitindo a restauração da população após um período de seca ou outro tipo de stress ambiental. De acordo com Van Damme & Sinev (2013), os Chydoridae são especialmente adaptados a sobreviver em ambientes rasos e efêmeros, onde uma comunidade dormente suporta uma significativa diversidade que pode ressurgir após um período de dessecação.

Biologia Geral

Estudos populacionais em Chydoridae não são comuns, talvez limitados por falta de padronização metodológica para os heterogêneos ambientes com macrófitas aquáticas. Estudos em lagos de zonas temperadas mostram que os Chydoridae podem exceder 10^6 indivíduos/ m^2 (Whiteside et al., 1978; Frey, 1995). Castilho-Noll et al. (2010) registraram valores abaixo de 1.000 indivíduos/ m^3 para a zona litorânea de reservatórios do estado de São Paulo, enquanto Güntzel et al. (2010) apontam até 45.000 indivíduos/ m^3 em lagos do Pantanal Mato-grossense. Os menores valores para as águas brasileiras podem estar relacionados a diferenças metodológicas na avaliação da população.

De acordo com Sarma et al. (2005) a taxa de crescimento populacional diário de espécies de cladóceros tropicais é inferior a um, enquanto que é maior nas espécies de zonas temperadas. No entanto, não existem estimativas específicas para os Chydoridae.

Estudo com *Chydorus pubescens*, um quidorídeo nativo brasileiro, indica uma longevidade em torno de um mês (Santos-Wisniewski et al., 2006), mas existem relatos de tempo de vida de até três meses para espécies de zonas temperadas (Smirnov, 1974).

Como todos os cladóceros, reproduzem-se partenogeneticamente a maior parte do tempo, fazendo uso da reprodução sexuada apenas em condições de estresse ambiental (Elmoor-Loureiro, 1997). Fêmeas partenogenéticas alcançam a maturidade sexual após poucos instares juvenis e passam a liberar ovos a cada ecdise. Particularmente, os Chydoridae têm dois ou três instares juvenis, seguidos de quatro a oito instares reprodutivos (Frey, 1987). A cada evento reprodutivo um ou dois ovos são produzidos.

Na falta de boas estimativas populacionais, esses aspectos sobre longevidade, desenvolvimento e reprodução podem fornecer dados para avaliação da capacidade de renovação e crescimento populacional. Assim, com base nos dados apresentados, pode-se estimar que cada fêmea de Chydoridae seja capaz de gerar de quatro a 16 descendentes em toda sua vida.

Ameaças

A principal fonte de risco à sobrevivência dos Chydoridae é a degradação dos ambientes aquáticos continentais, especialmente da zona litorânea, que é a primeira afetada pelas atividades humanas (Margaritora et al., 2003).

Como para a biota aquática em geral, as principais ameaças vêm da contaminação das águas superficiais e subterrâneas, do assoreamento de cursos d'água, perda da vegetação ripária e demanda de captação de água do lençol freático

superior a sua capacidade de recarga, aterramento de veredas e campos úmidos (Padovesi-Fonseca, 2005).

Há que se considerar que a produção de formas de resistência reduz a chance de extinção local dessas populações (Cáceres & Soluk, 2002), isso condicionado à possibilidade de retorno do ambiente às condições adequadas à sobrevivência dos animais.

Outra ameaça é a invasão de espécies exóticas. Tratando-se de cladóceros em geral, isso já é uma realidade em águas brasileiras, onde se tem o conhecimento da ocorrência de duas espécies exóticas: *Daphnia lumholtzi* (Sars, 1885) e *Moina macrocopa* (Straus, 1820) (Zanata et al., 2003; Elmoor-Loureiro et al. 2010). Essas espécies, pertencentes a outras famílias de cladóceros, têm hábitos diversos ao dos Chydoridae, de modo que não representam ameaças diretas. Contudo, sua presença no Brasil sinaliza uma ameaça potencial, ao evidenciar que as ações de controle da invasão por espécies exóticas de microcrustáceos não tem sido efetivas. Em relação aos Chydoridae, o risco potencial está relacionado aos ovos de resistência, que podem ser transportados aderidos ao corpo de vertebrados, além de calçados e veículos humanos (Vanschoenwinkel et al., 2008; Waterkeyn et al., 2010).

Ações de Conservação

A principal ação para a conservação das espécies de Chydoridae é a preservação dos ambientes aquáticos propícios a sua existência. Assim, é fundamental a atenção para pequenos corpos d'água, ricos em vegetação aquática, capazes de comportar uma alta diversidade de espécies, além de espécies exclusivas deste tipo de ambiente.

No que se refere à ameaça oferecida por espécies invasoras, é importante uma ação mais efetiva no controle de entrada de animais aquáticos exóticos cultivados no país, uma vez que podem servir de veículos para o transporte de ovos de resistência dos Chydoridae.

Pesquisas Necessárias

As lacunas de conhecimento sobre os Chydoridae são diversas. Há falta de dados sobre a distribuição das espécies e mesmo o conhecimento em nível taxonômico, fundamental para qualquer ação de conservação, é ainda deficiente (Elmoor-Loureiro, 2000; Forró et al., 2008). Nos últimos anos, tem sido realizados avanços neste setor, mas existe ainda grande necessidade de trabalhos taxonômicos básicos. Em especial, as espécies do grupo *Alona* s.l. representam um grande desafio, por serem numerosas e, reconhecidamente, de natureza polifilética (Van Damme & Dumont, 2008).

Poucas espécies com ocorrência no Brasil foram estudadas quanto a sua

história de vida e parâmetros reprodutivos (como exemplo, ver Santos-Wisniewski et al., 2006), sendo esta uma linha de investigação necessária e ainda em aberto.

Considerando a estreita ligação dos Chydoridae com o substrato, estudos sobre especificidade de hábitos e habitats das espécies podem fornecer informações valiosas para a conservação das espécies.

Bibliografia

- Cáceres, C.E. & Soluk, D.A. 2002. Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia*, 131: 402-408.
- Castilho-Noll, M.S.M.; Câmara, C.F.; Chicone, M.F. & Shibata, E.H. 2010. Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 10(1): 21-30.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. 1997. Manual de Identificação dos Cladóceros Límnicos do Brasil. Brasília, Editora Universa, 156p.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. 2000. Brazilian cladoceran studies: where do we stand? *Nauplius*, 8: 117-131.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A.; Santangelo, J.M.; Lopes, P.M. & Bozelli, R.L. 2010. A new report of *Moina macrocopa* (Straus, 1820) (Cladocera, Anomopoda) in South America. *Brazilian Journal of Biology*, 70(1): 225-226.
- Forró, L.; Korovchinsky, N.M.; Kotov, A.A. & Petrusek, A. 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 177-184
- Frey, D.G. 1995. Changing attitudes toward chydorid anomopods since 1769. *Hydrobiologia*, 307: 43-55
- Frey, D.G. 1987. The taxonomy and biogeography of the Cladocera. *Hydrobiologia*, 145: 5-17
- Fryer, G. 1968. Evolution and adaptative radiation in Chydoridae (Crustacea: Cladocera): A study in comparative functional morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London (B)*, 254: 221-385.
- Ghidini, A.R. 2011. Cladóceros (Crustacea: Anomopoda e Ctenopoda) associados a diferentes habitats de um lago de águas pretas da Amazônia Central (Lago Tupé, Amazonas, Brasil). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Biologia de Água Doce e Pesca Interior, Manaus, Brazil, Ph.D. Thesis. 128p.
- Güntzel, A.M.; Panarelli, E.A.; Silva, W.M. & Roche, K.F. 2010. Influence of connectivity on Cladocera diversity in oxbow lakes in the Taquari River floodplain (MS, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1): 93-101
- Kotov, A.A. 2006. Adaptations of Anomopoda crustaceans (Crustacea, Cladocera) to the benthic mode of life. *Entomological Review*, 86(S.2): S210-S225.
- Margaritora, F.G.; Bazzanti, M.; Ferrara, O.; Mastrantuono, L.; Seminara, M. & Vagaggini, D. 2003. Classification of the ecological status of volcanic lakes in

- Central Italy. *Journal of Limnology*, 62(S.1): 49-59.
- Padovesi-Fonseca, C. 2005. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado. p. 415-429. In: A. Scariot, J.C. Souza-Silva and J.M. Felfili (eds.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Santos-Wisniewski, M.J.; Rocha, O. & Matsumura-Tundisi, T. 2006. Aspects of the life cycle of *Chydorus pubescens* Sars, 1901 (Cladocera, Chydoridae). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(3): 305-310.
- Sarma, S.S.S.; Nandini, S. & Gulati, R.D. 2005. Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia*, 542: 315-333.
- Smirnov, N.N. 1974. Fauna of the U.S.S.R. Crustacea. Chydoridae, v. 1, n. 2. Jerusalem, Israel Program for Scientific Translations, 644 p.
- Sousa, F.D.R.; Elmoor-Loureiro, L.M.A. & Mendonça-Galvão, L. 2013. Cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Cerrado of Central Brazil: Inventory of phytophilous community in natural wetlands. *Biota Neotropica*, 13(3): 222-229.
- Sousa, F.D.R.; Elmoor-Loureiro, L.M.A.; Debastiani-Júnior, J.R.; Mugnai, R. & Senna, A. 2015. New records of *Antholona acuta* Van Damme, Sinev & Dumont, 2011 and *Antholona brandorffi* (Sinev & Hollwedel, 2002) in Brazil, with description of a new species of the simplex-branch (Crustacea: Cladocera: Chydoridae). *Zootaxa*, 4044(2): 224-240.
- Van Damme, K. & Dumont, H.J. 2008. The 'true' genus *Alona* Baird, 1843 (Crustacea: Cladocera: Anomopoda): position of the *A. quadrangularis*-group and description of a new species from the Democratic Republic of Congo. *Zootaxa*, 1943: 1-25.
- Van Damme, K.; Sinev, A.Y. & Dumont, H.J., 2011. Separation of *Antholona* gen.n. from *Alona* Baird, 1843 (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda): morphology and evolution of scraping stenothermic alonines. *Zootaxa*, 2875: 1-64.
- Van Damme, K. & Sinev, A.Y. 2013. Tropical Amphi-Pacific disjunctions in the Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) from Southern Thailand. *Journal of Limnology*, 72(S.2): 209-244.
- Vanschoenwinkel, B.; Waterkeyn, A.; Vandecaetsbeek, T.; Pineau, O.; Grillas, P. & Brendonck, L. 2008. Dispersal of freshwater invertebrates by large terrestrial mammals: a case study with wild boar (*Sus scrofa*) in Mediterranean wetlands. *Freshwater Biology*, 53: 2264-2273.
- Waterkeyn, A.; Vanschoenwinkel, B.; Elsen, S.; Anton-Pardo, M.; Grillas, P. & Brendonck, L. 2010. Unintentional dispersal of aquatic invertebrates via footwear and motor vehicles in a Mediterranean wetland area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20: 580-587.
- Whiteside, M.C.; Williams, J.B. & White, C.P., 1978. Seasonal abundance and pattern of chydorid, Cladocera in mud and vegetative habitats. *Ecology*, 59(6):1177-1188.
- Zanata, L.H.; Espíndola, E.L.G.; Rocha, O. & Pereira, R.H.G. 2003. First record of *Daphnia lumholtzi* (Sars, 1885), exotic cladoceran, in São Paulo State (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 63(4): 717-720.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Alona broaensis* Matsumura-Tundisi & Smirnov, 1984**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Durante muito tempo, a ocorrência de *Alona broaensis* foi confirmada apenas na localidade tipo (Represa do Broa, bacia do Rio Paraná, São Carlos, São Paulo), que é sujeita a intensa ação antrópica. Por este motivo, foi avaliada em 2002 como “Dados insuficientes (DD)”. Inventários posteriores mostram sua ocorrência em outros corpos d’água de São Paulo e no Mato Grosso do Sul, ampliando sua distribuição em cerca de 800km a oeste. Portanto, a espécie foi avaliada como LC.

***Bergamina lineolata* (Sars, 1901)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Por mais de um século, o único exemplar conhecido de *Bergamina lineolata* foi o coletado de um aquário preparado com sedimento de um local indeterminado na cidade de São Paulo ou arredores (Sars, 1901). Dada a intensa urbanização da área, ela foi avaliada em 2002 como “Dados insuficientes (DD)”. Inventários mais recentes mostram sua ocorrência em outros corpos d’água de São Paulo e Minas Gerais, ampliando sua distribuição conhecida. Portanto, a espécie foi avaliada como LC.

***Anchistropus ominosus* Smirnov, 1985**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: Os únicos exemplares conhecidos compreende o lote dos tipos (dois indivíduos), oriundos de uma praia arenosa no Rio Xingu, não havendo registro confirmado em outra localidade. Em virtude do risco potencial representado pela UHE de Belo Monte, que se está planejada para cerca de 100 km à montante da localidade tipo, de seu hábito de vida especialista e do desconhecimento da distribuição desta espécie, ela foi classificada como DD.

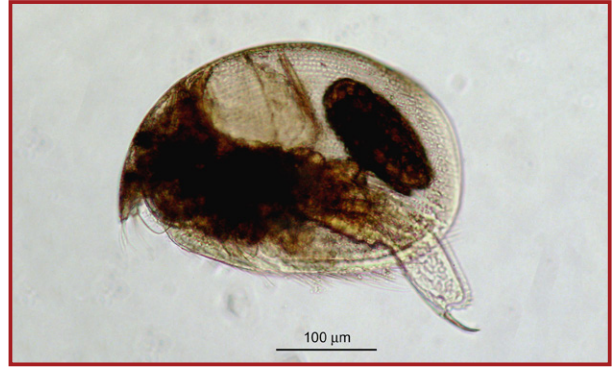
***Leydigioipsis megalops* Sars, 1901**

Categoria e critério da avaliação: LC

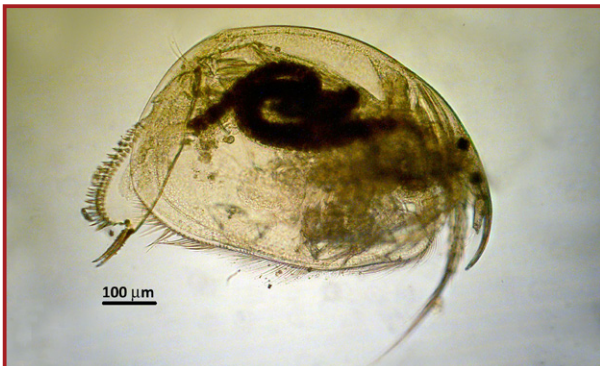
Justificativa: Durante muito tempo, a ocorrência de *Leydigioipsis megalops* foi confirmada apenas na localidade tipo (Represa do Broa, bacia do Rio Paraná, São Carlos, São Paulo), que é sujeita a intensa ação antrópica. Foi classificada em 2002 como “Dados insuficientes (DD)”, em razão da falta de informações sobre sua biologia e status populacional. Inventários mais recentes mostram sua ocorrência em outras localidades no Brasil e na Venezuela, ampliando consideravelmente sua distribuição.

Prancha I

***Magnospina dentifera* (Sars, 1901) (=Alona broaensis)**
Foto: Lourdes M. A. Elmoor-Loureiro



***Bergamina lineolata* (Sars, 1901)**
Foto: Lourdes M. A. Elmoor-Loureiro



***Leydigiopsis megalops* Sars, 1901**
Foto: Lourdes M. A. Elmoor-Loureiro

CAPÍTULO 10

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS CRIPTOQUIRÍDEOS (DECAPODA: CHRYPTOCHIRIDAE)

William Santana, Alexandre O. Almeida, Laira Lianos & Michelle Molleberg

Palavras-chave: *ameaça, Kroppcarcinus siderastreicola, Opecarcinus hypostegus, Troglocarcinus corallicola.*

Introdução

A família Cryptochiridae Paul'son, 1875, é composta por 21 gêneros e 50 espécies de caranguejos simbiontes obrigatórios de corais Scleractinia, formando um grupo monofilético altamente suportado dentro de Thoracotremata (van der Meij & Schubart, 2014; Davie et al., 2015). Contudo, seu posicionamento em relação aos demais Thoracotremata permanece incerto (van der Meij & Schubart, 2014). Morfologicamente, os criptoquirídeos diferem dos demais Brachyura por apresentarem uma carapaça mais longa que larga em ambos os sexos em muitas das espécies e pelo pronunciado dimorfismo sexual. As fêmeas são sedentárias e possuem um abdome hipertrofiado, onde os ovos são carregados até a eclosão das larvas. Os machos são móveis e significativamente menores em tamanho que as fêmeas (Vehof et al., 2016).

Os caranguejos desta família são exclusivamente marinhos utilizam os corais como refúgio de predadores, para alimentação e também reprodução. Os criptoquirídeos são encontrados em túneis e orifícios no esqueleto coralíneo, ou induzem a formação de galhas nos corais e, por esse motivo, são conhecidos como caranguejos-de-galhas (Patton, 1974; Castro, 1976; Abelson et al., 1991).

São conhecidos cinco gêneros de Cryptochiridae no Atlântico, sendo esses: *Detocarcinus* Kropp & Manning, 1987; *Cecidocarcinus* Kropp & Manning, 1987; *Opecarcinus* Kropp & Manning, 1987; *Troglocarcinus* Verrill, 1908; e *Kroppcarcinus* Badaro, Neves, Castro & Johnsson, 2012. Apenas quatro espécies ocorrem na costa brasileira: *Kroppcarcinus siderastreicola* Badaro, Neves, Castro & Johnsson, 2012; *Opecarcinus hypostegus* (Shaw & Hopkins, 1977); *Troglocarcinus corallicola* Verrill, 1908; e *T. hirsutus* Canário, Badaró, Johnsson & Neves, 2014 (Kropp & Manning, 1987; Melo, 1996; Badaro et al., 2012; Canário et al., 2014). A ocorrência de *T.*

corallicola no Brasil foi, no entanto, colocada em dúvida por Canário et al. (2014), no artigo de descrição da nova espécie *T. hirsutus*.

Distribuição Geográfica

As espécies da família Cryptochiridae ocorrem nas regiões tropicais e subtropicais dos oceanos, sendo encontradas desde águas rasas até 512 m (Kropp & Manning, 1987; Kropp, 1990).

Na ocasião da presente avaliação, *Kroppcarcinus siderastreicola* era conhecida apenas de duas localidades, nos platôs recifais da costa norte do estado da Bahia, Guarajuba (localidade-tipo) e Praia do Forte (12°34'S - 37°59'W) (Badaro et al., 2012). Posteriormente, sua ocorrência foi registrada em outras localidades da costa da Bahia (Áreas de Proteção Ambiental de Tinharé-Boipeba e Baía de Todos os Santos) (Nogueira et al., 2014), em Curaçao, sul do Mar do Caribe (van der Meij, 2014) e em Florida Keys (Klomp maker et al., 2016). É provável que a espécie tenha uma distribuição mais ampla no Brasil, pois o coral hospedeiro é encontrado desde o estado do Rio de Janeiro até o Maranhão, e que sua ocorrência seja ainda mais ampla (Badaro et al., 2012; Nogueira et al., 2014; van der Meij, 2014).

Opecarcinus hypostegus ocorre no Atlântico Ocidental, desde a Flórida até os estados brasileiros do Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas e São Paulo, e na ilha Ascensão, no Atlântico Central (Kropp & Manning, 1987; Melo, 1996; Nogueira, 2003; Johnsson et al., 2006; van der Meij, 2014).

Das três espécies encontradas no Brasil, *T. corallicola* é a que apresenta distribuição mais ampla, sendo encontrada no Atlântico Ocidental, desde Bermuda, Flórida, Golfo do México, Antilhas e Brasil, no Atol das Rocas, Fernando de Noronha, Maranhão até São Paulo. No Atlântico Central, ocorre nas ilhas Ascensão e Santa Helena, e no Atlântico Oriental, no Gabão, São Tomé e Príncipe e Annobon (Kropp & Manning, 1987; Melo, 1996; Nogueira, 2003; Almeida et al., 2010; van der Meij, 2014). Contudo, sua distribuição geográfica necessita ser confirmada a partir das observações de Canário et al. (2014).

Habitat e Ecologia

As larvas de criptoquirídeos em fase de megalopa assentam sobre as colônias dos corais escleractíneos e induzem modificações na deposição de cálcio no coral, a fim de produzirem cavidades e câmaras utilizadas para refúgio, alimentação e reprodução (Simon-Blecher & Achituv, 1997). Os machos possuem tamanho reduzido e habitam cavidades separadas do mesmo coral, exceto durante o período reprodutivo, onde indivíduos de ambos os sexos podem ser encontrados

compartilhando os mesmos orifícios (Carricart-Ganivet et al., 2004; van der Meij et al., 2014).

Até o momento, existem poucas informações acerca do tipo de associação entre os caranguejos e os corais hospedeiros. Alguns autores encontraram evidências de parasitismo em algumas espécies, uma vez que aparentemente os caranguejos inibem o crescimento dos corais e afetam negativamente suas populações (Simon-Blecher & Achituv, 1997; Nogueira et al., 2014). Em contrapartida, outros autores apontam para um outro tipo de simbiose entre caranguejos e corais. Carricart-Ganivet et al. (2004), por exemplo, especulam que *T. corallicola* do México obtém alimento a partir de algas filamentosas presentes ao redor da abertura de seus refúgios. O hábito alimentar dos criptoquirídeos pode estar relacionado com o tipo de refúgio que ocupam; habitantes de cavidades tendem a se alimentar do material depositado na depressão, enquanto os formadores de galhas tendem a se alimentar de material em suspensão e muco (Abelson et al., 1991; Carricart-Ganivet et al., 2004).

As galhas originadas por *K. siderastreicola* são rasas, sendo mais largas na abertura, e seu comprimento não se estende muito além do espaço ocupado pelo caranguejo (Badaro et al., 2012). Essa espécie foi, até o momento, registrada nos siderastreídeos *Siderastrea* sp. (Badaro et al., 2012), *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Nogueira et al., 2014), e *S. siderea* (Ellis & Solander, 1768), bem como no astrocoeniídeo *Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1836) (van der Meij, 2014).

Opecarcinus hypostegus ocorre de águas rasas até 60 m, sendo uma espécie epibêntica críptica. Tem como hospedeiros os corais das famílias Agariciidae Gray, 1847; Siderastreidae Vaughan & Wells, 1943; e Mussidae Ortmann, 1890 (Kropp & Manning, 1987; Melo, 1996; Nogueira, 2003; Johnsson et al., 2006; van der Meij, 2014; van der Meij et al., 2015). No Brasil, essa espécie foi encontrada em associação com os corais *Mussismilia hispida* (Verrill, 1901), em São Paulo (Nogueira, 2003), e *Siderastrea stellata*, no Rio Grande do Norte e Alagoas (Johnsson et al., 2006). Os túneis habitados por *O. hypostegus* têm forma de dossel com abertura dos orifícios em formato de lua crescente, sendo estes um produto da irritação causada pela presença do caranguejo e do processo regenerativo do coral (Kropp & Manning, 1987).

Por sua vez, *T. corallicola* é mais generalista, habitando desde águas rasas até 75 m, normalmente em corais das famílias Astrocoeniidae Koby, 1890; Caryophylliidae Dana, 1846; Meandrinidae Gray, 1847; Merulinidae Verrill, 1865; Montastraeidae Yabe & Sugiyama, 1941; Mussidae, Oculinidae Gray, 1847; e Siderastreidae, (Kropp & Manning, 1987; Melo, 1996; van der Meij, 2014). No sul da Bahia, a espécie foi encontrada por Almeida et al. (2010) em recifes, formando galhas no coral *Mussismilia hispida*, em salinidades até 39. Contudo, a identidade desse material necessita confirmação (Alexandre Almeida, com. pessoal - 2013). Observações de Carricart-Ganivet et al. (2004) sugerem que a espécie ocupa orifícios e não forma galhas.

Biologia Geral

O conhecimento sobre a biodiversidade dos Cryptochiridae no Brasil permanece incipiente. O registro de apenas quatro espécies dessa família parece estar mais relacionado com as escassas pesquisas taxonômicas do que verdadeiramente a uma diversidade reduzida. No entanto, alguns resultados, obtidos em estudos recentes, revelam um cenário promissor no conhecimento da diversidade e ecologia dos caranguejos-de-galha associados aos corais endêmicos do nordeste do Brasil (Johnsson et al., 2006; Badaro et al., 2012; Canário et al., 2014). O que se conhece sobre a biologia das espécies no Brasil é proveniente de alguns trabalhos pontuais, incluindo observações feitas nas descrições originais de algumas espécies (Badaro et al., 2012; Canário et al., 2014; Nogueira et al., 2014).

Não existem informações acerca da tendência populacional e sobre populações estrangeiras, que também poderiam contribuir para a manutenção dos estoques nacionais para nenhum dos criptoquirídeos de ocorrência no Brasil. Com base na quantidade de registros na literatura, *T. corallicola* pode ser considerado o caranguejo da família com maior abundância no Brasil, já que possui ampla área de ocorrência quando comparado com as outras espécies. Contudo, tais registros devem ser considerados com cautela, pois podem conter identificações errôneas.

Ameaças

Não foram identificadas ameaças significativas às populações de Cryptochiridae avaliadas. Porém, espécies dessa família são altamente dependentes dos corais vivos, sendo dessa forma, impactados por ações que possam degradar os ambientes recifais. Diversas ações antrópicas e climáticas podem ser consideradas como fatores de alto risco para manutenção dos estoques naturais, já que estimativas indicam que cerca de 30% dos recifes de coral do planeta estejam severamente danificados (Wilkinson, 2002).

Os recifes da costa brasileira são os mais extensos do Atlântico Sul, ocupando uma área com cerca de 3.000 km. Porém, diversas atividades humanas têm impactado esses ecossistemas, principalmente na região nordeste, onde a densidade populacional é extremamente alta nas regiões litorâneas (MMA, 2006).

Dentre as atividades destrutivas na costa brasileira, destacam-se a exploração aos recifes pela pesca artesanal e profissional, onde populações dependem dos recursos naturais para o consumo e comércio. Além disso, recentemente, o turismo desordenado, o desenvolvimento urbano e a carcinocultura também estão representando uma séria ameaça à biodiversidade costeira e marinha, com impacto direto nas comunidades de corais e, conseqüentemente, colocando em risco os organismos simbiotes destes ambientes (MMA, 2006), inclusive os criptoquirídeos.

Ações de Conservação

Até o momento, não há medidas de conservação voltadas para as espécies de Cryptochiridae no Brasil. No entanto, os impactos aos recifes de coral no país têm sido medidos pela Rede Global de Monitoramento dos Recifes de Coral (Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN), que, além de quantificar os danos sofridos, também sugere protocolos com ações que possam minimizar tais impactos. Além disso, no estado da Bahia, existe uma lei local específica que declara os recifes como ambiente de permanente proteção (Wilkinson, 2002).

Pesquisas Necessárias

Atualmente, existe uma grande escassez de informações acerca dos Cryptochiridae no Brasil, com desconhecimento de seus aspectos biológicos. O tamanho reduzido e os hábitos crípticos dos criptoquirídeos são fatores que dificultam a realização de pesquisas sobre as espécies. Desta forma, torna-se necessária a priorização de pesquisas taxonômicas, visando a descrição da biodiversidade brasileira, e de estudos ecológicos, a fim de compreender tais questões e monitorar as condições bióticas e abióticas para manutenção adequada das espécies dessa família.

Além disso, os recifes de coral também merecem grande atenção, já que são berço da biodiversidade marinha e encontram-se impactados por ações antrópicas destrutivas. Para tanto, é de extrema importância a implementação de leis para proteção desses ambientes, bem como fiscalização e monitoramento das condições ecológicas para conservação das espécies dos ecossistemas recifais.

Bibliografia

- Abelson, A.; Galil, B.S. & Loya, Y. 1991. Skeletal modification in solitary corals caused by indwelling crabs: hydrodynamical advantages for crab feeding. *Symbiosis*, 10: 233-248.
- Almeida, A.O.; Souza, G.B.; Boehs, G. & Bezerra, L.E.A. 2010. Shallow-water anomuran and brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from southern Bahia, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38(3): 329-376.
- Badaro, M.F.S.; Neves, E.G.; Castro, P. & Johnsson, R. 2012. Description of a new genus of Cryptochiridae (Decapoda: Brachyura) associated with *Siderastrea* (Anthozoa: Scleractinia), with notes on feeding habits. *Scientia Marina*, 76(3): 517-526.
- Canário, R.; Badaró, M.F.S.; Johnsson, R. & Neves, E.G. 2014. A new species of *Troglocarcinus* (Decapoda: Brachyura: Cryptochiridae) symbiotic with the

- Brazilian endemic coral *Mussismilia* (Anthozoa: Scleractinia: Mussidae). *Marine Biology Research*, 11(1): 76-85.
- Carricart-Ganivet, J.P.; Carrera-Parra, L.F.; Quan-Young, L.I. & García-Madrigal & M.S. 2004. Ecological note on *Troglocarcinus corallicola* (Brachyura: Cryptochiridae) living in symbiosis with *Manicina areolata* (Cnidaria: Scleractinia) in the Mexican Caribbean. *Coral Reefs*, 23: 215-217.
- Castro, P. 1976. Brachyuran crabs symbiotic with scleractinian corals: a review of their biology. *Micronesica*, 12(1): 99-100.
- Davie, P.J.F.; Guinot, D. & Ng, P.K.L. 2015. Systematics and classification of Brachyura. pp. 1049-1130. In: Castro, P.; Davie, P.J.F.; Guinot, D.; Schram, F.R. & von Vaupel Klein, J.C. (eds.). *Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Crustacea. Volume 9C-II. Decapoda: Brachyura (Part 2)*. Brill Leiden, Boston, 1221p.
- Johnsson, R.; Neves, E.; Franco, G.M.O. & Silveira, F.L. 2006. The association of two gall crabs (Brachyura: Cryptochiridae) with the reef-building coral *Siderastrea stellata* Verrill, 1868. *Hydrobiologia*, 559(1): 379-384.
- Klompmaker, A.A.; Portell, R.W. & van der Meij, S.E.T. 2016. Trace fossil evidence of coral inhabiting crabs (Cryptochiridae) and its implications for growth and paleobiogeography. *Scientific Reports*, 6: 23443 | doi: 10.1038/srep23443.
- Kropp, R.K. 1990. Revision of the genera of gall crabs (Crustacea: Cryptochiridae) occurring in the Pacific Ocean. *Pacific Science*, 44: 417-448.
- Kropp, R.K. & Manning, R.B. 1987. The Atlantic Gall Crabs, Family Cryptochiridae (Crustacea, Decapoda, Brachyura), *Smithsonian Contributions to Zoology*, 462: 1-21.
- Legall N. & J. Poupin, 2016 - CRUSTA: Database of Crustacea (Decapoda and Stomatopoda), with special interest for those collected in French overseas territories. At <http://crustiesfroverseas.free.fr/> [Acessado em 11/10/2016].
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Editora Plêiade, São Paulo, 603pp.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2006. Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: Situação Atual e Perspectivas. Brasília, 404p.
- Nogueira, J.M.M. 2003. Fauna living in colonies of *Mussismilia hispida* (Verrill) (Cnidaria: Scleractinia) in four South-eastern Brazil islands. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46(3): 421-432.
- Nogueira, M.M.; Menezes, N.M.; Johnsson, R. & Neves, E. 2014. The adverse effects of cryptochirid crabs (Decapoda: Brachyura) on *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Anthozoa: Scleractinia): causes and consequences of cavity establishment. *Cahiers de Biologie Marine*, 55: 155-162.
- Patton, W.K. 1974. Community structure among the animals inhabiting the coral *Pocillopora damicornis* at Heron Island, Australia. pp. 219-243. In: Vernberg, W.B. (ed.). *Symbiosis in the sea*. University of South Carolina Press.
- Van der Meij, S.E.T. 2014. Host species, range extensions, and an observation of the

- mating system of Atlantic shallow-water gall crabs (Decapoda: Cryptochiridae). *Bulletin of Marine Science*, 90(4): 1001-1010.
- Van der Meij, S.E.T. & Schubart, C.D. 2014. Monophyly and phylogenetic origin of the gall crab family Cryptochiridae (Decapoda: Brachyura). *Invertebrate Systematics*, 28: 491-500.
- Van der Meij, S.E.T.; van Tienderen, K.M. & Hoeksema, B.W. 2015. A mesophotic record of the gall crab *Opecarcinus hypostegus* from a Curaçaoan reef. *Bulletin of Marine Science*, 91(2): 206-206.
- Vehof, J.; van der Meij, S.E.T.; Türkay, M. & Becker, C. 2016. Female reproductive morphology of coral-inhabiting crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Cryptochiridae). *Acta Zoologica*, 97: 117-126.
- Wilkinson, C. 2002. Status of coral reefs of the World 2002. GCRMN. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia, p.7-44.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Kroppcarcinus siderastreicola* Badaro, Neves, Castro & Johnsson, 2012**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: espécie endêmica do Brasil, sendo conhecida apenas por duas localidades, Praia de Guarajuba e Praia do Forte (Bahia) em águas rasas. É uma espécie dependente de exemplares vivos do coral *Siderastrea stellata* para manutenção de sua população. Atualmente este coral encontra-se ameaçado por atividades de mineração, turismo desordenado, destruição dos recifes de coral, espécies invasoras, abalroamento por embarcações, doenças e poluição, o que compromete o estado de conservação de *K. siderastreicola*. No entanto, como se trata de uma espécie recém descrita, não há informações sobre sua real distribuição e dimensão do impacto sobre a população. Portanto, *Kroppcarcinus siderastreicola* foi categorizada como Dados Insuficientes – DD.

***Opecarcinus hypostegus* (Shaw & Hopkins, 1977)**

Categoria e critério da avaliação da espécie: DD.

Justificativa: *Opecarcinus hypostegus* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental no Golfo do México e Atlântico Sul no Brasil, desde águas rasas até por volta de 30 m de profundidade. No Brasil foi registrada no Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas e São Paulo. É uma espécie que vive exclusivamente na superfície de exemplares vivos de corais, como *Siderastrea stellata*, *Mussismilia hispida* e *Agaricia agaricites*. Atualmente alguns destes corais encontram-se ameaçados por atividades de mineração, turismo desordenado, destruição dos recifes de coral, espécies invasoras, abalroamento por embarcações, doenças e poluição, o que compromete o estado de conservação de *O. hypostegus*. Não há informações sobre sua real distribuição em função da falta de coletas específicas, bem como a dimensão do impacto sobre a população. Portanto, *Opecarcinus hypostegus* foi categorizada como Dados Insuficientes – DD.

***Troglocarcinus corallicola* Verrill, 1908**

Categoria e critério da avaliação da espécie: LC.

Justificativa: *Troglocarcinus corallicola* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico. No Atlântico Ocidental ocorre dos Estados Unidos até o Brasil, desde águas rasas até 75 m de profundidade. No litoral brasileiro foi registrada desde o Maranhão até São Paulo e ilhas oceânicas. Apesar de ser dependente de exemplares vivos de corais, é uma espécie generalista, cujos efeitos das ameaças identificadas, atualmente não colocam a espécie em risco de extinção. Portanto, *Troglocarcinus corallicola* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Prancha I



Opecarcinus hypostegus (Shaw & Hopkins, 1977)
Fonte: CRUSTA - Database of Crustacea
Foto: G. Paulay & A. Anker



Trogllocarcinus corallicola Verril, 1908
Fonte: CRUSTA - Database of Crustacea
Foto: G. Paulay & A. Anker

CAPÍTULO 11

AVALIAÇÃO DA LAGOSTA *Enoplometopus antillensis* LÜTKEN, 1865 (DECAPODA: ENOPLOMETOPIDAE)

Luis Ernesto A. Bezerra, Luis Felipe A. Duarte, Marcelo A. A. Pinheiro,
Michel T. Angeloni & Petrônio A. Coelho (in memoriam)

Palavras-chave: ameaça, *Enoplometopidae*, extinção, impacto, lagosta.

Introdução

A família *Enoplometopidae* é constituída por espécies de lagostas que possuem um corpo cilíndrico, rostro e olhos bem desenvolvidos, antenas relativamente longas, primeiro par de apêndices locomotores alongados formando os quelípodos e do segundo para o quinto par, formando os “falsos quelípodos” (menores). O abdome é bem desenvolvido, enrijecido, com a pleura arredondada e em alguns casos apresentando espinhos. As espécies pertencentes a este grupo apresentam cores brilhantes e atrativas, como, por exemplo: laranja, vermelha, roxa e/ou branca, com conspícuas manchas e, em algumas espécies, apresentando também listras (Melo, 1999).

Em países de língua inglesa as espécies pertencentes a essa família são conhecidas popularmente como “dwarf reef lobster” e “red reef lobster”, em Portugal como “lagosta recifal de fogo”, e no Brasil como “lagosta palhaço” (Melo, 1999; Chan & Wahle, 2011). Os *Enoplometopus* spp. foram classificados inicialmente na família *Nephropidae* por Dana (1852), e transferidos depois para a família *Axiidae* por Huxley (1879). Finalmente, de Saint Laurent (1988) erigiu a família *Enoplometopidae* para inclui-las (Chan, 2010). De fato, existe uma carência de conhecimento sobre as espécies pertencentes ao grupo mesmo em âmbito mundial. No Brasil, o status de conservação da espécie *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865, foi avaliado na reunião do ICMBio, ocorrida em 2010, sendo, portanto, apresentado neste capítulo.

Não houve modificação nos últimos cinco anos da taxonomia de *E. antillensis*, mas a espécie já foi denominada *Enoplometopus dentatus* (Miers, 1880) (sinônimo primário) e *Hoplometopus antillensis* (Lüken, 1865) (sinônimo secundário) (Chan, 2010).

Distribuição Geográfica

A espécie ocorre no Atlântico Ocidental - Bermuda e Flórida até a Venezuela e Brasil (do Ceará até o Rio de Janeiro, incluindo o arquipélago de Fernando de Noronha e o Atol das Rocas) (Fausto Filho, 1970; Melo, 1999; Coelho et al., 2007). Atlântico Central - Ilhas de Ascensão e de Santa Helena. Atlântico Oriental - desde a Ilha da Madeira até o Golfo de Guiné (Calado, 2006; Gregati et al., 2006).

Habitat e Ecologia

Não se conhece muito a respeito da ecologia de *E. antillensis*. Em sua área de ocorrência conhecida, a espécie habita preferencialmente a região da linha da baixa-mar até a profundidade aproximada de 200 metros, mas com poucos registros em isóbatas maiores que 30 metros. Durante o dia, se oculta em cavidades no ambiente recifal (Melo, 1999). Os estágios larvais iniciais desta lagosta tropical foram descritos por Abrunhosa et al. (2007) que constatou um período de intermuda para cada estágio de cerca de oito a doze dias.

Giraldes et al. (2012), estudando a composição dos crustáceos decápodos nos recifes de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil, através de senso visual, registrou essa espécie como rara e de baixa abundância.

Biologia Geral

Não existem ainda informações sobre sua(s) população(ões).

Ameaças

A principal ameaça conhecida é a coleta de exemplares em ambientes naturais para aquarismo, principalmente nas regiões menos profundas de sua área de ocorrência e, portanto, mais acessíveis aos mergulhadores. Assim, sua distribuição batimétrica aliada à existência de inúmeras cavidades nas regiões mais profundas de sua ocorrência (que servem de abrigo para os espécimes), contribuem para colocar fora do alcance da grande maioria dos mergulhadores (Coelho et al., 2007).

Ações de Conservação

Até o momento, não existem ações de conservação específicas direcionadas para esta espécie. Entretanto, *E. antillensis* provavelmente ocorre em algumas

UCs marinhas estabelecidas como, por exemplo: APA da Costa dos Corais; Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha; Parque Nacional Marinho de Abrolhos e Rebio Atol das Rocas, etc.

Pesquisas Necessárias

Existe uma carência de informações sobre a biologia básica e ecologia da espécie *E. antillensis*, sendo, portanto, necessário o desenvolvimento em caráter de emergência, de quaisquer estudos que esclareçam o seu ciclo reprodutivo e a sua dinâmica populacional no Brasil.

Bibliografia

- Abrunhosa, F.A.; Santana, M.W.P. & Pires, M.A.B. 2007. The early larval development of the tropical reef lobster *Enoplometopus antillensis* Lütken (Astacidea, Enoplometopidae) reared in the laboratory. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2): 382-396.
- Calado, R. 2006. Marine ornamental species from European waters: a valuable overlooked resource or a future threat for the conservation of marine ecosystems? *Scientia Marina*, 70(3): 389-398.
- Chan, T.Y. 2010. Annotated checklist of the world's marine lonsters (Crustacea: Decapoda: Astacidea: Glypheida. Achelata, Polychelida). *The Raffles Bulletin of Zoology. Supplement* (23): 153-181.
- Chan, T.Y. & Wahle, R. 2011. *Enoplometopus antillensis*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. [Acessado em 21/09/2016].
- Fausto-Filho, J. 1970. On the Occurrence of *Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865 (Decapoda, Nephropidae) on the Brazilian Coast. *Crustaceana*, 18(1): 55-59.
- Coelho, P.A.; Almeida A.O.; Bezerra L.E.A. & Souza-Filho J.F. 2007. An updated checklist of decapod crustaceans (infraorders Astacidea, Thalassinidea, Polychelida, Palinura, and Anomura) from the northern and northeastern Brazilian coast. *Zootaxa*, 1519: 1-16.
- Giraldes, B.W.; Coelho-Filho, P.A. & Coelho, P.A. 2012. Composition and spatial distribution of subtidal Decapoda on the "Reef Coast", northeastern Brazil, evaluated through a low-impact visual census technique. *Nauplius*, 20(2): 187-201.
- Gregati, R.A.; Pinheiro, A.P. & Cobo, V.J. 2006. New records of *Stenopus hispidus* Olivier (Stenopodidae) and *Enoplometopus antillensis* Lütken (Enoplometopidae) in the Southeastern Brazilian coast. *Pan-American Journal of Aquatic Science*, 1(1): 20-23.
- Melo, G.A.S. 1999. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro:

Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo, Plêiade/FAPESP, 551 p.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Enoplometopus antillensis* Lütken, 1865**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Enoplometopus antillensis* Lüken, 1865 é encontrada no Oceano Atlântico, nas porções leste, central e ocidental. No Brasil, do Ceará ao sul de Cabo Frio (RJ), incluindo também Atol das Rocas e Fernando de Noronha. Habita águas rasas (principalmente entre 3 – 15 m) e recifes de coral. A espécie é intensamente capturada para fins de aquarioria, alcançando alto valor no mercado internacional. Entretanto, não há informações disponíveis sobre o nível deste impacto sobre a espécie. Desta forma, a espécie foi categorizada como Dados Insuficientes (DD).

Prancha I



Enoplometopus antillensis Lütken, 1865
Foto: J. Rosenfeld

CAPÍTULO 12

AVALIAÇÃO DOS EURIRRINQUÍDEOS (DECAPODA: EURYRHYNCHIDAE)

Célio Magalhães, Leonardo G. Pileggi & Fernando L. Mantelatto

Palavras-chave: água doce, Amazônia, ameaça, camarão de água doce, extinção, impacto.

Introdução

A família Euryrhynchidae Holthuis, 1950 é constituída por três gêneros, dos quais dois são monotípicos e ocorrem na África, e apenas um, *Euryrhynchus* Miers, 1877, está presente na América do Sul (De Grave & Fransen, 2011), incluindo atualmente cinco espécies. Dessas, três são registradas no território brasileiro, onde estão distribuídas na bacia amazônica (Tiefenbacher, 1978; Melo, 2003): *E. amazoniensis* Tiefenbacher, 1978; *E. burchelli* Calman, 1907; e *E. wrzesniowski* Miers, 1877.

O estado de conservação das espécies brasileiras já havia sido avaliado no âmbito da Avaliação Global dos Camarões Carídeos de Água Doce, realizada em 2013 (De Grave et al., 2013; Mantelatto, com. pes.). A categorização adotada nessa avaliação global foi mantida nesta avaliação regional.

As informações sobre as espécies de *Euryrhynchus* são, na sua maioria, provenientes de trabalhos de cunho taxonômico (Calman, 1907; Miers, 1877; Tiefenbacher, 1978; Holthuis, 1948, 1950, 1951, 1959, 1966; Kensley & Walker, 1982; Melo, 2003; García-Dávila & Magalhães, 2004; De Grave, 2007) ou de inventários faunísticos, como os citados na seção seguinte. Porém, uma quantidade razoável de informações acerca da biologia e ecologia foram produzidos por Kensley & Walker (1982), Walker & Ferreira (1985), Magalhães (1988), Magalhães & Walker (1988), Walker (1990, 1992, 2001).

Distribuição Geográfica

As cinco espécies de *Euryrhynchus* têm distribuição restrita à porção norte

da América do Sul. A espécie mais amplamente distribuída é *E. amazoniensis*, distribuída nas bacias dos rios Orinoco e Amazonas, com registros na Venezuela (Pereira, 1991; López & Pereira, 1996, 1998; Delgado et al., 1997; Pereira & García, 2006; Pereira et al., 2010a,b), Colômbia (Pereira et al., 2010b; Valencia & Campos, 2010; Campos, 2014), Peru (García-Dávila & Magalhães, 2004) e Brasil, onde ocorre nos estados do Amapá, Amazonas, Pará e Roraima (Tiefenbacher, 1978; Kensley & Walker, 1982; Melo, 2003; Vieira, 2003, 2008; Pimentel & Magalhães, 2014; Laurindo dos Santos, 2016). *E. burchelli* aparenta ser endêmica do Brasil, com registros nos estados do Amapá, Amazonas, Pará e Roraima (Tiefenbacher, 1978; Melo, 2003; Vieira, 2003, 2008; Pimentel & Magalhães, 2014; Laurindo dos Santos, 2016). *E. wrzesniowskii* distribui-se tanto em bacias costeiras do norte da América do Sul quanto na bacia amazônica, tendo sido assinalada na Guiana (Tiefenbacher, 1978; Kensley & Walker, 1982; Lasso et al., 2008), Suriname (Holthuis, 1948, 1950, 1959, 1993; Tiefenbacher, 1978), Guiana Francesa (Miers, 1877; Tiefenbacher, 1978) e Brasil, também nos estados do Amapá, Amazonas, Pará e Roraima (Gomes Corrêa, 1980; Kensley & Walker, 1982; Melo, 2003; Vieira, 2003, 2008; Pimentel & Magalhães, 2014; Laurindo dos Santos, 2016). Das outras duas espécies descritas, *E. pemoni* Pereira, 1985 é conhecida somente da localidade-tipo, no estado de Bolívar, na Venezuela, e *E. tomasi* De Grave, 2007 foi descrita da Guiana Francesa, mas registros recentes indicam que esta espécie também pode ocorrer em território brasileiro (P. Pachelle, com. pessoal a C. Magalhães - 2013).

Habitat e Ecologia

Os camarões do gênero *Euryrhynchus* estão presentes nos três grandes tipos de sistemas aquáticos da Bacia Amazônica, ou seja, nos sistemas de águas brancas, de águas claras e de águas pretas. Podem ser encontrados tanto em rios, lagos e pequenos igarapés florestais, quanto nos ambientes periodicamente inundáveis das matas de várzea dos rios de água branca, ou nos igapós dos sistemas de água preta e clara. Em geral, são mais frequentes em ambientes de águas ácidas e pobres em nutrientes. Por seus hábitos crípticos, são comumente encontrados em bancos de serapilheira submersa (Kensley & Walker, 1982). Em geral, são encontrados ao longo da linha marginal dos corpos d'água, em especial das regiões inundadas dos igapós no baixo rio Negro (Walker, 2001). Os estudos de Kensley & Walker (1982) e Walker (1986, 1990) indicaram que *E. amazoniensis* e *E. burchelli* desempenham papel importante na cadeia trófica dos ambientes de igapó do baixo rio Negro, e constataram que são espécies omnívoras, alimentando-se de fungos, material vegetal, até uma série de grupos de invertebrados, com destaque para tecamebas, esponjas, anelídeos e diversos artrópodes, entre os quais microcrustáceos e insetos; por outro lado, são presas de peixes, insetos predadores e mesmo de outras espécies de camarões.

Pelo menos nos bancos de serapilheira aparentam ter distribuição agregada, com as espécies podendo ser simpátricas e mesmo sintópicas (Kensley & Walker, 1982; Walker, 1986, 2001). Walker (2001) avaliou a coexistência de *E. amazoniensis* e *E. burchelli* em igarapés da bacia do baixo rio Negro e constatou um padrão geral no qual esta espécie tende a predominar no baixo curso dos igarapés, caracterizada por áreas periodicamente inundáveis, enquanto que aquela prevalece no curso alto dos igarapés sombreados da floresta de terra firme, com uma zona intermediária em que ambos coexistem e compartilham recursos. Essa coexistência é possibilitada em função de mecanismos populacionais ajustados por fatores ambientais determinados pela forte flutuação anual do nível das águas. Suas densidades populacionais são também determinadas pela sazonalidade das inundações e pelo ambiente ocupado. Enquanto que as populações dos igarapés de terra firme (região mais alta, não sujeita às inundações anuais) mantêm-se relativamente estáveis ao longo do ano, as que habitam os igapós apresentam variações sazonais, com maiores densidades durante a época de vazante e seca, e menores na enchente e cheia (Walker, 1992).

Biologia Geral

Os representantes do gênero *Euryrhynchus* são espécies de pequeno porte, com os machos adultos podendo atingir cerca de 20 mm de comprimento total (C. Magalhães, dados não publicados). Além do tamanho diminuto, são facilmente reconhecíveis por ter uma carapaça lisa, sem espinhos e sulcos, e pelo rostro inerme, triangular e muito curto, em geral não ultrapassando a margem distal do olho (Holthuis, 1951; Melo, 2003). As três espécies registradas no Brasil podem ser identificadas pela presença ou ausência de espinhos em artículos (mero e carpo) do segundo par de pereiópodes, bem como pela disposição desses espinhos (Tiefenbacher, 1978; Melo, 2003). A morfologia do apêndice masculino do segundo par de pleópodes também é um importante caráter para distinguir essas espécies (Kensley & Walker, 1982).

De modo geral, as espécies de *Euryrhynchus* que ocorrem em território brasileiro apresentam aspectos reprodutivos similares, com pequenas variações conforme a espécie. Walker & Ferreira (1985) e Walker (1992, 2001) verificaram que as populações das espécies que habitam os igapós da bacia do baixo rio Negro exibem padrões reprodutivos diferentes de acordo com o tipo de ambiente: os que habitam os igapós e, portanto, sujeitos aos efeitos das inundações sazonais, têm época de reprodução coincidente com o período de enchente e cheia (novembro-dezembro e junho-julho), enquanto as populações que estão nos igarapés florestais da terra firme têm reprodução contínua ao longo do ano. As fêmeas carregam poucos ovos, em geral variando entre 9 e 30 ovos por fêmea (Walker & Ferreira, 1985; Magalhães, 1988; Walker, 2001), os quais são muito grandes em relação ao pequeno tamanho

corporal do adulto, com tamanho médio variando de 1,36 mm x 0,85 mm (em *E. burchelli*) a 1,59mm x 1,11mm (em *E. amazoniensis*) (Walker & Ferreira, 1985; Magalhães, 1988).

Todas as três espécies possuem um desenvolvimento larval extremamente abreviado, no qual exibem uma morfologia adulta bastante avançada logo após a eclosão, portanto apenas algumas poucas características de zoea e que desaparecem logo após a realização da primeira muda (Magalhães, 1988). As formas recém-eclodidas de *E. burchelli* e *E. wrzesniowski* já exibem suas peças bucais plenamente formadas e funcionais, enquanto que as de *E. amazoniensis* só atingem essa condição após a segunda muda (Magalhães, 1988). Em média, a fase de decapodito (quando o indivíduo recém-eclodido ainda mantém um mínimo de caracteres de zoea) dura apenas três dias, mas pode variar entre dois e cinco (Magalhães, 1988). A extrema abreviação da fase larval, a maioria das estruturas exibindo morfologia similar as de um adulto e o modo de vida bentônico logo na eclosão são consideradas adaptações à vida em ambientes dulcícolas pobres em oferta alimentar planctônica como nos que essas espécies costumam ocorrer (Magalhães & Walker, 1988; Walker, 1992).

Ameaças

Com base nos critérios de avaliação do estado de conservação proposto pela International Union for Conservation of Nature (IUCN), nenhuma das espécies brasileiras está ameaçada de extinção, ou mesmo classificada em alguma das categorias de risco, tendo em vista que não foram verificadas ameaças que as pudessem afetar. Todas têm ampla distribuição na bacia amazônica, ocorrendo em áreas prístinas e em unidades de conservação, não havendo ameaças que pudessem comprometer suas populações em larga escala, em curto ou mesmo médio prazo. Portanto, todas foram classificadas como Pouco Preocupante (LC), seja na avaliação global (De Grave & Mantelatto, 2013; De Grave et al., 2013a,b), seja nessa avaliação regional.

Ações de Conservação

Não são conhecidas ações de conservação direcionadas às espécies de *Euryrhynchus*, uma vez que são espécies abundantes e de ampla distribuição. Além disso, uma parcela de suas populações encontra-se protegida por ocorrer em unidades de conservação e em áreas remotas da Amazônia, bem conservadas e pouco prováveis de estarem sob ameaças significativas a ponto de comprometê-las.

Pesquisas Necessárias

Como as espécies da família encontram-se exclusivamente na bacia amazônica, uma região em parte ainda pouco explorada, em grande parte, recomenda-se um incremento dos trabalhos de inventários faunísticos na Amazônia, não apenas para um melhor conhecimento da sua diversidade, mas principalmente para se determinar mais precisamente as áreas de distribuição das espécies no território brasileiro. Estudo em curso baseado somente em material depositado em coleções zoológicas (P. Pachelle, com. pessoal a C. Magalhães - 2013) indica que a diversidade da família é maior do que a atualmente conhecida e um incremento das iniciativas de inventariamento da fauna aquática da região poderia revelar a presença de uma diversidade ainda desconhecida. Recomenda-se ainda que, pelo menos para aquelas espécies ocorrendo em áreas sob influência mais significativa de ações antropogênicas, haja o desenvolvimento de estudos sobre dinâmica populacional e aspectos de sua biologia e ecologia.

Bibliografia

- Calman, W.T. 1907. On a freshwater decapod crustacean collected by W. J. Burchell at Pará in 1829. *The Annals and Magazine of Natural History*, series 7, 19: 295-299.
- Campos, M.R. 2014. Crustáceos decápodos de agua dulce de Colombia. Bogotá, Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales. Biblioteca José Jerónimo Triana, nº 27, 691 pp.
- De Grave, S. 2007. A new species of *Euryrhynchus* Miers, with a discussion of the systematic position of the Euryrhynchidae Holthuis (Crustacea, Decapoda). *Zoologischer Anzeiger*, 246: 193-203.
- De Grave, S. & Franssen, C.H.J.M. 2011. Carideorum Catalogus: The recent species of the Dendrobranchiate, Stenopodidean, Procarididean and Caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). *Zoologische Mededelingen*, 85: 195-588.
- De Grave, S. & Mantelatto, F. 2013. *Euryrhynchus burchelli*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T197706A2496812. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T197706A2496812.en>>. [Acessado em 23/09/2016].
- De Grave, S.; Villalobos, J.; Alvarez, F. & Mantelatto, F. 2013a. *Euryrhynchus amazoniensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T198083A2511160. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T198083A2511160.en>>. [Acessado em 23/09/2016].
- De Grave, S.; Villalobos, J.; Alvarez, F. & Mantelatto, F. 2013b. *Euryrhynchus wrzesniowskii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T197837A2502230. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T197837A2502230.en>>.

- [Acessado em 23/09/2016].
- De Grave, S.; Smith, K.G.; Deler, N.A.; Allen, D.J.; Alvarez, F.; Anker, A.; Cai, Y.; Carrizo, S.F.; Klotz, W.; Mantelatto, F.L.; Page, T.J.; Shy, J-Y; Villalobos, J.L. & D. Wowor. 2015. Dead Shrimp Blues: A Global Assessment of Extinction Risk in Freshwater Shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea). PLoS ONE 10(3): e0120198. doi:10.1371/journal.pone.0120198.
- Delgado, J.G.; Severeyn, H.J.; Godoy, A.R.; Reverol, Y.M. & Ewald, J.J. 1997. Camarones dulceacuícolas y estuarinos de Venezuela (Atyidae, Palaemonidae): nuevos registros para los estados Zulia y Falcón. Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas, 31(1): 11-32.
- García-Dávila, C.R. & Magalhães, C. 2004. Revisão taxonômica de camarões de água doce (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae e Sergestidae) da Amazônia peruana. Acta Amazonica, 33: 663-686.
- Gomes Corrêa, M.M. 1980. Ocorrência de três espécies de camarões da família Palaemonidae no Brasil. Revista brasileira de Biologia, 40(2): 257-260.
- Holthuis, L.B. 1948. Note on some Crustacea Decapoda Natantia from Surinam. Proceedings Koninklijke Nederlandsche Akademie van Wetenschappen, 51(9): 1104-1113.
- Holthuis, L.B. 1950. Scientific results of the Surinam Expedition 1948-1949. Part II. Zoology No. 1 Crustacea Decapoda Macrura. Zoologische Mededelingen, Leiden, 31(3): 25-37.
- Holthuis, L.B. 1951. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Natantia) of the Americas I. The subfamilies Euryrhynchynae and Pontoniinae. Allan Hancock Foundation Publications, Occasional Papers, 11: 1-332.
- Holthuis, L.B. 1959. The Crustacea Decapoda of Suriname (Dutch Guiana). Zoologische Verhandlungen, Leiden, 44: 1-296, Pls. 1-16.
- Holthuis, L.B. 1966. A collection of freshwater prawns (Crustacea-Decapoda-Palaemonidae) Brazil, collected by Dr. G. Marlier. Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, 42(10): 1-11.
- Holthuis, L.B. 1993. The decapod Crustacea of Brokopondo Lake, Suriname. Nauplius, 1: 1-12.
- Lasso, C.A.; Hernández-Acevedo, J.; Alexander, E.; Señaris, J.C.; Mesa, L.; Samudio, H.; Mora-Day, J.; Magalhães, C.; Shushu, A.; Mauruwanaru, E. & Shoni, R. 2008. Aquatic biota: fishes, decapod crustaceans and mollusks of the Upper Essequibo basin (Konashen COCA), southern Guyana. In: Alonso, L.E.; McCullough, J.; Naskrecki, P.; Alexander, E. & Wright, H.E. A rapid biological assessment of the Konashen Community Owned Conservation Area, Southern Guyana. RAP Bulletin of Biological Assessment 51. Conservation International, Arlington, VA, USA.
- Laurindo dos Santos, M.A. 2016. Composição e distribuição da fauna de camarões de água doce (Crustacea: Decapoda) no estado de Roraima, Brasil. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Dissertação de Mestrado, 83 pp.
- López, B. & Pereira, G. 1996. Inventario de los crustaceos decapodos de las zonas alta

- y media del delta del Rio Orinoco, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelana*, 16(3): 45-64.
- López, B. & Pereira, G. 1998. Actualización del inventario de crustáceos decápodos del Delta del Orinoco, 76-85. In: López Sánchez, J.L.; Saavedra Cuadra, I.I. & Dubois Martínez, M. (eds). *El Rio Orinoco. Aprovechamiento Sustentable*. Caracas, Universidad Central de Venezuela. Memorias de las Primeras Jornadas Venezolanas de Investigación sobre el rio Orinoco.
- Kensley, B. & Walker, I. 1982. Palaemonid shrimps from the Amazon basin, Brazil (Crustacea, Decapoda, Natantia). *Smithsonian Contribution to Zoology*, 362: 1-28.
- Magalhães, C. 1988. The larval development of palaemonid shrimps from the Amazon Region reared in the laboratory. II. Extremely abbreviated larval development in *Euryrhynchus* Miers, 1877 (Decapoda, Euryrhynchinae). *Crustaceana*, 55(1): 39-52.
- Magalhães, C. & Walker, I. 1988. Larval development and ecological distribution of Central Amazonian palaemonid shrimps (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 55(3): 279-292.
- Melo, G.A.S. 2003. Famílias Atyidae, Palaemonidae e Sergestidae, 289-415. In: Melo, G.A.S. (Ed.). *Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil*. São Paulo, Edições Loyola, 430 p.
- Miers, E.J. 1877. On a collection of Crustacea, Decapoda and Isopoda, chiefly from South America, with descriptions of new genera and species. *Proceedings of the Scientific Meetings of the Zoological Society of London, 1877: 653-679, pls. 66-69.*
- Pereira, G.A. 1991. Camarones de agua dulce de Venezuela II: Nuevas adiciones en las familias Atyidae y Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Acta Biologica Venezuelana*, 13(1-2): 75-88.
- Pereira, G. & García, J.V. 2006. Comunidad de crustáceos de La confluência de los rios Orinoco y Ventuari, Estado Amazonas, Venezuela, 107-113. In: Lasso, C.A.; Señarís, J.C.; Alonso, L.E. & Flores, A. (eds). *Evaluación Rápida de la Biodiversidad de los Ecosistemas Acuáticos en la Confluencia de los ríos Orinoco y Ventuari, Estado Amazonas (Venezuela)*. Boletín RAP de Evaluación Biológica, 30. Conservation International. Washington, DC, USA.
- Pereira, G.; Lasso, C.A.; Mora-Day, J. & Magalhães, C. 2010a. Crustáceos decápodos de la Orinoquia Venezolana: biodiversidad, consideraciones biogeográficas y conservación, 357-365. In: Lasso, C.A.; Usma, J.S.; Trujillo, F. & Rial, A. (eds). *Biodiversidad de la cuenca del Orinoco: bases científicas para la identificación de áreas prioritarias para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, WWF Colombia, Fundación Omacha, Fundación La Salle e Instituto de Estudios de la Orinoquia (Universidad Nacional de Colombia). Bogotá, D.C., Colombia. 609 p.

- Pereira, G.; Lasso, C.; Mora-Day, J.; Magalhães, C.; Morales-Betancourt, M. & Campos, M. 2010b. Lista de los crustáceos decápodos de la cuenca del río Orinoco (Colombia-Venezuela). *Biota Colombiana*, 10(1-2): 75-87.
- Pimentel, F.R. & Magalhães, C. 2014. Palaemonidae, Euryrhynchidae, and Sergestidae (Crustacea: Decapoda): records of native species from the states of Amapá and Pará, Brazil, with maps of geographic distribution. *Check List*, 10(6): 1300-1315.
- Tiefenbacher, L. 1978. Zur Systematik und Verbreitung der Euryrhynchinae (Decapoda, Natantia, Palaemonidae). *Crustaceana*, 35(2): 177-189.
- Valencia, D.M. & Campos, M.R. 2010. Freshwater shrimps of the Colombian tributaries of the Amazon and Orinoco Rivers (Palaemonidae, Euryrhynchidae, Sergestidae). *Caldasia*, 32(1): 221-234.
- Vieira, I.M. 2003. Diversidade de crustáceos das ressacas da Lagoa dos Índios, Tacacá e APA do Curiaú, 53-62. In: Takiyama, L.R. & Silva, A.Q. (Orgs.). *Diagnóstico das Ressacas do Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e Rio Curiaú*. Macapá. Macapá: CPAQ/IEPA, DGEO/SEMA.
- Vieira, I.M. 2008. Inventários rápidos da fauna de crustáceos do Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque: Expedições I a V., 66-71. In: Bernard, F. (ed.). *Inventários Biológicos Rápidos no Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque, Amapá, Brasil*. RAP Bulletin of Biological Assessment, 48. Arlington, VA: Conservation International.
- Walker, I. 1986. Sobre a ecologia e biologia da decomposição da matéria orgânica em águas amazônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 1: 557-573.
- Walker, I. 1990. Ecologia e biologia dos igarapós e igarapés. *Ciência Hoje*, 11(64): 45-53.
- Walker, I. 1992. Life history traits of shrimps (Decapoda: Palaemonidae) of Amazonian inland waters and their phylogenetic interpretation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 27(2-3): 131-143.
- Walker, I. 2001. The pattern of distribution of the two sibling species *Euryrhynchus amazoniensis* and *E. burchelli* (Decapoda, Palaemonidae) in the Central Amazonian blackwater stream Tarumã-Mirim, and the problem of coexistence. *Amazoniana*, 16(3-4): 565-578.
- Walker, I. & Ferreira, M.J.N. 1985. On the population dynamics and ecology of the shrimp species (Crustacea, Decapoda, Natantia) in Central Amazonian River Taruma-Mirim. *Oecologia*, 66: 264-270.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Euryrhynchus amazoniensis* Tiefenbacher, 1978**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Euryrhynchus amazoniensis* foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país e mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumivelmente grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Euryrhynchus burchelli* Calman, 1907**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Euryrhynchus burchelli* foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, de ter uma população presumivelmente grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Euryrhynchus wrzesniowskii* Miers, 1877**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Euryrhynchus wrzesniowskii* foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país e mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumivelmente grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Prancha I

***Euryrhynchus amazoniensis* Tiefenbacher, 1978**
Foto: Chris Lukhaup (www.planetainvertebrados.com.br)



***Euryrhynchus amazoniensis* Tiefenbacher, 1978**
Foto: Chris Lukhaup (www.planetainvertebrados.com.br)



***Euryrhynchus amazoniensis* Tiefenbacher, 1978**
Foto: Chris Lukhaup (www.planetainvertebrados.com.br)



***Euryrhynchus amazoniensis* Tiefenbacher, 1978**
Foto: Chris Lukhaup (www.planetainvertebrados.com.br)

CAPÍTULO 13

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS GECARCINÍDEOS (DECAPODA: GECARCINIDAE)

*Marcelo A. A. Pinheiro, Willian Santana, Evandro S. Rodrigues, Carlos T. C. Ivo,
Luciana C. M. Santos, Rodrigo A. Torres, Harry Boos & José Dias Neto*

Palavras-chave: Ameaça, estuário, extinção, ilhas oceânicas, impacto.

Introdução

A família Gecarcinidae MacLeay, 1838, pertencente à superfamília Grapsoidea MacLeay, 1838, compreende uma das 71 famílias de crustáceos decápodos, incluindo caranguejos terrestres que se diferenciam por apresentar cavidade bucal alongada e com uma abertura romboide entre os terceiros maxilípedes (Melo, 1996; Ng, 1998). Essa família abrange seis gêneros: *Cardisoma* Latreille, 1828; *Discoplax* A. Milne-Edwards, 1867; *Epigrapsus* Heller, 1862; *Gecarcinus* Leach, 1814; *Gecarcoidea* H. Milne-Edwards, 1837; e *Johngarthia* Türkay, 1970. Esses caranguejos compreendem 20 espécies terrestres (Ng et al., 2008; De Grave et al., 2009), totalizando apenas 0,14% das 14.756 espécies vivas de crustáceos decápodos (De Grave et al., 2009). Destes, apenas dois gêneros, com uma espécie cada, ocorrem no Brasil (*Cardisoma* e *Johngarthia*).

Estudos indicam que, embora a família Gecarcinidae seja um grupo monofilético (Schubart et al., 2000a,b, 2002; Ng et al., 2008), as relações filogenéticas internas do grupo são ainda pouco entendidas (Ng et al., 2008). Por exemplo, as larvas zoeas dessa família exibem uma combinação única de caracteres que permite sua distinção do resto das famílias de grapsóideos, como a morfologia do telson e da antena, além da segmentação do endopodito do segundo maxilípede (Cuesta et al., 2002). Esses dados indicam que, possivelmente, a família Gecarcinidae seja monofilética, o que também foi sugerido para os gêneros *Cardisoma* e *Gecarcinus* com base em dados moleculares (Schubart et al., 2000a,b; Cuesta et al., 2002; Ng et al., 2008).

No Brasil, ocorrem apenas duas espécies de gecarcinídeos: *Johngarthia lagostoma* (H. Milne Edwards, 1837), conhecido popularmente como caranguejo-amarelo; e *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828, denominado de caranguejo-azul, guaiamú, goiamú e guaiamun, com destacado interesse comercial. *Johngarthia*

lagostoma é endêmico de ilhas oceânicas, com sua coloração podendo ser amarela, vermelha ou roxa, sendo a amarela a mais comum (Fausto-Filho, 1974; Manning & Chace, 1990; Hartnoll et al., 2006). Já *Cardisoma guanhumi* habita áreas esuarinas e se caracteriza pela coloração violeta quando jovem, adquirindo tons azulados ou cinza-azulados nos machos e amarelo-alaranjado ou esbranquiçado nas fêmeas (Gifford, 1962).

Distribuição Geográfica

Cardisoma guanhumi ocorre no Atlântico Ocidental, distribuindo-se na Bermuda, Flórida, Golfo do México, Antilhas, Colômbia, Venezuela e Brasil (Ceará até São Paulo) (Melo, 1996). No Brasil, também existem relatos dessa espécie no Manguezal do Itacorubi, em Florianópolis (Branco, 1991) e Baía de Babitonga (Oliveira-Neto et al., 2014), ambos em Santa Catarina, compreendendo o limite austral de distribuição dessa espécie. Vale ressaltar que a distribuição dessa espécie é fortemente influenciada pela temperatura da água, com redução em áreas onde a temperatura da água apresenta valores inferiores a 20°C no inverno, quando a sobrevivência larval é altamente afetada (Hill, 2001).

Johngarthia lagostoma é uma espécie endêmica de ilhas oceânicas, sendo encontrada no Brasil nos Arquipélagos de Fernando de Noronha, Trindade, Martim Vaz e Atol das Rocas; enquanto na África ocorre na Ilha Ascensão (Hartnoll et al., 2006). O registro dessa espécie tem ocorrido erroneamente citada em vários locais devido à confusão com outras espécies do gênero, principalmente *Johngarthia weileri* (Sendler, 1912), além de problemas com os nomes de localidades (p. ex., Trinidad, na verdade, é a Ilha Trindade no Brasil, e não Trinidad do Caribe: vide detalhes em Hartnoll et al., 2006).

Habitat e Ecologia

Tanto *Cardisoma guanhumi* quanto *Johngarthia lagostoma* são caranguejos com elevado grau de terrestrialidade, dependendo de um substrato que possibilite escavar suas galerias, ou reentrâncias de rochas, usadas como abrigo, respectivamente. Independente do ambiente utilizado por essas espécies, compartilham da necessidade de maior umidade e vegetação que lhes provenha sombra e alimento. Enquanto *C. guanhumi* é uma espécie que coloniza habitats estuarinos, *J. lagostoma* habita exclusivamente ilhas oceânicas.

Cardisoma guanhumi é uma espécie rara no ecossistema manguezal, ocorrendo em maior intensidade em áreas de menor inundação, em regiões de elevada microtopografia (denominados manguezais altos ou em barranco), que ocorrem

na transição com o ambiente de restinga ou mata Atlântica, podendo ter alguma influência de água doce. Tais áreas são conhecidas por “apicuns”, apresentando elevada salinidade e granulometria mais arenosa, com presença de vegetação de menor porte, geralmente arbustiva (p. ex., *Hibiscus* spp., *Acrostychnum* sp., entre outras). Portanto, os habitats preferenciais dessa espécie são os estuarinos, geralmente com algum efeito de água doce, onde escava o sedimento, formando galerias que podem atingir 2 m de profundidade, sempre mantendo água em sua câmara mais profunda, onde geralmente se instala. Segundo Oliveira (1946), a câmara habitada por *C. guanhumi* depende de seu porte, podendo chegar a 35x25 cm, onde o animal estoca lama e folhas em decomposição, supostamente utilizadas como alimento. A abundância dessa espécie aumenta em direção ao “apicum” dos manguezais, bem como em áreas de transição, sendo, portanto, considerado semi-terrestre, de hábio gregário e noctívago (Duarte et al., 2008).

A associação de *C. guanhumi* com espécies vegetais é evidente, principalmente com *Hibiscus tiliaceus*. Assim, tem a herbivoria como base de sua alimentação, utilizando folhas, frutas e gramíneas que encontra próximo a sua galeria, embora também possa se alimentar de insetos, fezes e até mesmo de outros exemplares da mesma espécie, sendo, por isso, citada como onívora. Apesar de ser ativo no ambiente terrestre, esse caranguejo requer acesso regular à água para imersão e umedecimento de suas brânquias, também dependendo de águas mais salinas, imprescindíveis à liberação e desenvolvimento de suas larvas planctônicas (Burggren & McMahon, 1988). Assim, espécimes animais que habitam regiões mais interiores, podem ter que se deslocar por vários quilômetros até alcançarem a água salgada (Gifford, 1962).

Os gecarcinídeos são considerados espécies-chave para ecossistemas costeiros/estuarinos, existindo uma relação positiva entre eles e ambientes florestados adjacentes aos manguezais. O comportamento de forrageio, o transporte da serapilheira para o interior das tocas e, conseqüentemente, a retenção de nutrientes no local, aumenta a produtividade desses habitats, favorecendo o crescimento da floresta, com “feed-back” alimentar positivo para a biomassa do caranguejo (Lindquist & Carroll, 2004; Lindquist et al., 2009).

Johngarthia lagostoma, por seu endemismo em ilhas oceânicas, apresenta seus jovens e adultos com hábito tipicamente terrestre, com os adultos se dirigindo ao mar somente para a liberação das larvas (Melo, 1996; Hartnoll, 2006). Similarmente à *C. guanhumi*, também apresenta maior atividade noturna, um fato que se evidencia em dias chuvosos, além de ser basicamente herbívoro, alimentando-se, predominantemente, da vegetação, como também de ovos e filhotes de aves e outros pequenos animais (Hartnoll et al., 2006; W. Santana, com. pessoal - 2010).

Biologia Geral

Cardisoma guanhumi é uma espécie de crescimento lento e grande longevidade quando comparado a outros caranguejos (Henning, 1975). Assim, requer cerca de três vezes mais mudas para atingir seu tamanho máximo, podendo passar por um total de 60 mudas e chegar aos 13 anos de idade, com redução da frequência de mudas com a idade. Ainda, segundo este autor, os caranguejos em pré-muda fecham a entrada de suas galerias com lama, ali permanecendo até sofrerem muda, o que ocorre em 6 a 10 dias. De acordo com SMS (2009), a maturidade de *C. guanhumi* ocorre com idades variando de 1,5 a 4 anos, com peso por volta de 40g (SMS, 2009). No entanto, Botelho et al. (2001) mencionam que essa espécie atinge seu tamanho assintótico (LC, largura de carapaça) com 94 mm, com 5 anos de idade, enquanto a maturidade das fêmeas ocorre com 1,5 anos, a partir de 46 mm. Segundo Burggren & McMahon (1988), o tamanho de maturidade pode variar de acordo com a distribuição geográfica da população, com variação do $LC_{50\%}$, obtido por diversos autores, em função das diferentes regiões amostradas: Taissoun (1974), 35,0 mm para as fêmeas na Venezuela; Botelho et al (2001), com 35,5 mm em Pernambuco; Shinozaki-Mendes (2008) variando de 58,7 a 61,2 mm para fêmeas e 62,2 a 69,1 mm para machos, no Ceará; Silva & Oshiro (2002), com 53,0 mm para fêmeas e 52,0 mm para machos, no Rio de Janeiro; e Gil (2009), variando de 37,6 a 51,9 mm para fêmeas e 43,8 a 48,7 mm para machos, em São Paulo. Tal variação poderia ser utilizada pelos gestores do recurso no sentido de, talvez, regionalizar o tamanho mínimo de captura. Por outro lado, Mendes (2008) relata que a muda da puberdade das fêmeas (62mm LC) ocorre antecipadamente a dos machos (71mm LC), com tamanho de maturidade ocorrendo entre 59 e 61 mm LC (fêmeas) e 62 e 69 mm LC (machos).

De acordo com Bozada & Chávez (1986), as fêmeas de *C. guanhumi* atingem seu tamanho máximo assintótico (95 mm LC), com um ano de idade ($k=0,32$), que é bem inferior ao tamanho assintótico dos machos (153mm LC), que ocorre com dois anos de idade, em função do menor valor da constante de crescimento ($k=0,22$). A longevidade da espécie é estimada em 13 anos, com o tempo geracional variando de 7,3 a 8,6 anos e sazonalidade reprodutiva nos meses de maior fotoperíodo (4-5 meses/ano) (SMS, 2009). Assim como *Ucides cordatus*, caranguejos em pré-muda selam as entradas de suas tocas com lama, ali permanecendo até a muda ocorrer, geralmente dentro de 6-10 dias (Hill, 2001).

O tempo de incubação dos ovos é por volta de 15 dias (a 25°C), com fecundidade variando de 20.000 a 600.000 ovos, dependendo do tamanho da fêmea. Durante a desova, os guaiamús de ambos os sexos migram para áreas mais salinas, fenômeno denominado “andada”, quando há o comportamento de cômte e cópula e as fêmeas migram para áreas mais salinas para postura dos ovos. Esses eventos ocorrem precedendo as luas novas e cheias, entre junho e novembro, segundo Gifford (1962), embora, no Brasil, Botelho et al. (2001) citem a época reprodutiva da espécie para os

meses de verão como a época reprodutiva.

A carapaça das fêmeas apresenta coloração azul-clara ou acinzentada, que se altera na época da reprodução, quando ganha tonalidades amareladas, paralelamente à maturação gonadal (Gifford, 1962; Gil, 2009). Gil (2009) identificou uma escala de cores para as carapaças de *C. guanhumi* segundo sua fase de desenvolvimento, podendo servir como indicativo para estudos do ciclo de vida dessa espécie e ferramenta auxiliar ao gerenciamento para seleção das épocas de sua captura e/ou manejo.

A abundância de *C. guanhumi* é mais expressiva nos estados do nordeste brasileiro, com diminuição no sudeste, sendo pouco registrada no sul, seu limite austral de distribuição. Não existem informações consistentes sobre a produção pesqueira dessa espécie no Brasil antes de 1994. Em 1994, a produção brasileira comercial era de 700t, caindo para menos de 100t em 1996 e 90t em 2007 (redução de cerca de 88% em 13 anos) (Dias-Neto, 2011). Além das capturas comerciais, há a coleta para fins de subsistência, mas não há dados sistematizados destas capturas, embora exista exploração comercial, para fins alimentares, na América Central e do Sul. No entanto, nos EUA e Porto Rico essa espécie é tida como praga (Hill, 2001).

A redução populacional dessa espécie foi acompanhada de aumento de seu preço e diminuição no tamanho médio dos indivíduos no ambiente (Petrônio Coelho e Marcelo Pinheiro, com. pessoais - 2010). Firmo et al. (2012) considera que, apesar dessa espécie não estar em risco de extinção no litoral da Bahia, suas populações têm demonstrado uma rápida e preocupante diminuição.

No tocante a estudos populacionais por meio de marcadores genéticos (mtDNA), *C. guanhumi* demonstra constituir uma única população panmítica ao longo da costa brasileira (Oliveira-Neto et al., 2008). Por outro lado, populações de Porto Rico e Florida (EUA) demonstram estruturação histórica quando comparadas àquelas do Brasil (Amaral et al., 2015). Estudos de estruturação genético-populacional, por meio de marcadores genéticos nucleares (ISSRs), mostraram que populações de *C. guanhumi* podem estar estruturadas em estreita escala geográfica. Nesse caso, o fenômeno de estruturação parece ser mediado por seleção divergente, mais bem ajustado ao modelo IBE (*isolation by environment*), perante ecossistemas diferentes ao longo do litoral pernambucano (< 200km) (Gama-Maia & Torres, 2016).

Estudos sobre a biologia populacional de *Johngarthia lagostoma* eram restritos à população da Ilha Ascensão (Hartnoll et al., 2006, 2009, 2010). Porém, recentemente, populações dessa espécie, em ilhas oceânicas do Brasil e na Ilha de Ascensão, vêm sendo estudadas quanto a sua estrutura genético-populacional. Os resultados apontam para uma estruturação significativa da população da Ilha de Trindade em relação as demais estudadas. Tal estruturação é atribuída a uma limitação de deslocamento das larvas em longas distâncias (Rodríguez-Reys et al., 2016). Marcadores genéticos de evolução mais rápida (mais indicados para fenômenos populacionais) vêm confirmando esse padrão de estruturação populacional (Lira et al., dados não publicados).

Ameaças

Tanto *Cardisoma guanhumi* como *Johnngarthia lagostoma* são espécies que vêm sendo afetadas por diferentes pressões antrópicas, principalmente no tocante à perda, degradação e fragmentação do habitat que ocupam, colocando em risco sua conservação.

Para *C.guanhumi* a maior ameaça refere-se à destruição e/ou degradação dos manguezais e restingas, devido ao desenvolvimento imobiliário em tais áreas (aterros para construções civis); desmatamento para extração da madeira ou construção de vias rodoviárias de acesso; construção de tanques de aquicultura; liberação de efluentes químicos tóxicos em áreas estuarinas (provenientes de indústrias), particularmente de metais pesados, hidrocarbonetos, cianeto, compostos fenólicos, entre outros. De modo geral, o uso indiscriminado da terra em regiões litorâneas e a alteração da cobertura vegetal, fatos mundialmente observados, resultam na elevação térmica e na diminuição da umidade do solo, afetando negativamente o microhabitat ocupado por *C. guanhumi* (Polcher & Laval, 1994). Dessa forma, há uma percepção clara de que as abundâncias de *C. guanhumi* reduziram muito em toda a costa brasileira, principalmente na costa sudeste e sul, particularmente devido à expansão urbana e supressão da vegetação natural, principalmente a restinga (Marcelo Pinheiro, com. pessoal - 2010). A exploração dessa espécie como recurso pesqueiro é reduzida em função de sua baixa abundância, não respeitando suas limitações biológicas. Em estudo realizado em Porto Rico, Govender et al. (2008) verificaram resistência das populações de *C. guanhumi* às mudanças no uso do solo e de sua cobertura, embora também mencionem declínio nas últimas três décadas, causado, principalmente, por impedimento do acesso dos animais às águas subterrâneas ou por elevação da temperatura do solo. Além da dificuldade de acesso ao lençol freático, por acúmulo da água superficial, o que impede a construção de galerias mais profundas, ocorre também aumento da salinidade do solo e da água, alterando a osmorregulação dos animais (Pringle et al. 2000; Rodriguez, 2006).

Duarte et al. (2008), considera que o extrativismo descontrolado associado à destruição e/ou degradação do habitat, pode estar gerando desequilíbrios nas populações de *C. guanhumi*, tornando premente a definição de estratégias de proteção para esses animais. A captura desta espécie geralmente é realizada no período noturno, quando os indivíduos são mais ativos, quando são coletados com armadilhas iscadas, denominadas “ratoeiras” (Firmo et al., 2012), com “redinhas”, artefato constituído por fios de ráfia fixados sobre a boca da toca; ou mesmo manualmente, por braceamento, o que é mais difícil devido à complexidade das tocas (Pacheco, 2006). A utilização da “redinha”, não é recomendada, assim como para *Ucides cordatus*, devido ao impacto que ocasiona no ambiente e na população dos caranguejos (Botelho et al., 2000; Gil, 2009). No que diz respeito a áreas submetidas à exploração intensa tem-se observado a predominância de juvenis e adultos de menor porte, o que pode caracterizar a possível sobre-exploração deste

recurso (Botelho et al., 2001; Govender et al., 2008; Shinozaki-Mendes et al., 2013).

Apesar do cenário dramático acerca da perda de habitat e da exploração, os dados genéticos de *C. ganhum* apontam para outra realidade. Exemplos de diferentes localidades ao longo da sua distribuição geográfica vêm revelando um bom potencial evolutivo (variação genética), tanto para dados do genoma mitocondrial, quanto para aqueles do genoma nuclear (Oliveira-Neto et al., 2008; Amaral et al., 2015; Gama-Maia & Torres, 2016). Isso vem reforçando a resiliência da espécie perante a dramática depauperação dos ambientes que ocupa (Gama-Maia & Torres, 2016).

Em *J. lagostoma* a abordagem genética é bem similar àquela reportada para *C. ganhum*, isto é, marcadores genéticos mais conservados do genoma mitocondrial já revelaram uma moderada/satisfatória variação genética (Rodríguez-Reys et al., 2016). Já a região mais variável do mtDNA revelou uma alta variação genética na espécie (Lira et al.; dados não publicados). Portanto, apesar da principal ameaça estar relacionada à introdução de espécies exóticas nas ilhas de Fernando de Noronha e Trindade, parece razoável pensar que mesmo com a presença de espécies domésticas, incremento da agricultura e da urbanização, o isolamento desses ambientes parece favorecer a manutenção do potencial evolutivo de *J. lagostoma*.

Ações de Conservação

No Brasil há mais ações de conservação estabelecidas para *Cardisoma ganhum* do que para *Johngarthia lagostoma*, fato que deve estar associado tanto à importância econômica, como também à ampla distribuição da primeira espécie ao longo da costa brasileira.

Para *C. ganhum*, a Portaria IBAMA nº 53/2003, que é específica para as regiões sudeste e sul do Brasil, trata do defeso deste recurso pesqueiro, proibindo, anualmente, a captura, a manutenção em cativeiro, o transporte, o beneficiamento, a industrialização, o armazenamento e a comercialização de indivíduos dessa espécie de 1º de outubro a 31 de março. Essa portaria trata, também, do tamanho mínimo de captura, estabelecido em 80mm LC e a proibição da captura de fêmeas com ovos em qualquer época do ano, bem como a comercialização de partes isoladas, como as quelas (pinças ou garras). A espécie consta do anexo II (Lista de Espécies Sobreexploradas ou Ameaçadas de Sobreexploração) da IN nº 5/2004. A ação de conservação mais recente, na qual essa espécie está englobada é a “Proposta do Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul” (Dias-Neto, 2011), que indica aspectos importantes para a manutenção/recuperação dos estoques naturais de *C. ganhum* e de seus habitats, por todo o território nacional, numa visão de curto, médio e longo prazos, com vistas ao seu uso sustentável (Pinheiro & Rodrigues, 2011).

As populações de *J. lagostoma* se encontram em áreas com programas de conservação bem estabelecidos, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), como por exemplo, Parque Nacional e Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha e a Reserva Biológica do Atol das Rocas. No entanto, o impacto das atividades humanas é um fator que potencializa a redução dessas populações, especialmente em Fernando de Noronha e Ilha da Trindade. Ademais, planos de manejo e conservação específicos para a espécie são inexistentes.

Porém, há de se considerar, também, que as medidas de conservação podem e devem evoluir com os avanços tecnológicos e surgimento de novas categorias de dados com total aplicação às medidas de conservação inovadoras. Nesse sentido, as evidências de natureza genética têm total aderência às ações mais modernas de conservação. Em síntese, os dados revelados apontam para duas situações, cada qual para a espécie em questão. O fato de *C. guanhumi* ser uma única população panmítica, distribuída em uma grande escala geográfica perante dados mitocondriais, favorece ações de conservação despreocupadas com consequências da endo/exogamia. Contudo, o conhecimento da estruturação genética local orienta uma estratégia de conservação diferente daquela acima descrita na escala geográfica maior, já que a eventual mistura de perfis genéticos estruturados levaria a efeitos potenciais de depleção genética por exogamia.

Em *J. lagostoma* a ação de conservação mediada por dados genéticos exige a impossibilidade de miscigenação entre a população da Ilha de Trindade com aquelas das outras ilhas do Atlântico tropical, já que tais parcelas se constituíram como populações geneticamente isoladas. Assim, a incorporação dessas novas evidências conduziriam ações de conservação sobre essas espécies a patamares de acurácia e modernidade semelhantes àqueles exercidos mundo afora para espécies com apelo similar de conservação.

Pesquisas Necessárias

O campo de pesquisa, tanto para *Cardisoma guanhumi* como para *Johngarthia lagostoma*, ainda é amplo e incipiente no Brasil. De modo geral, há mais necessidade de pesquisas básicas sobre aspectos biológicos e ecológicos de *J. lagostoma*, assim como de pesquisas básicas e aplicadas com apelo biológico-pesqueiro, ecológico, social, econômico e legal para *C. guanhumi*.

Por exemplo, para *C. guanhumi* há necessidade de monitoramento da estrutura populacional, principalmente do tamanho médio anual (por sexo e para o total de indivíduos), bem como da densidade e potencial extrativo imediato e futuro (PEI e PEF, respectivamente), em suas áreas de ocorrência, utilizando métodos de captura e liberação após a biometria, e determinação dos referidos parâmetros pesqueiros. Outro campo relevante de pesquisa é o mapeamento dos habitats da espécie, com

vistas à implementação de um manejo regional, de acordo com a abundância de habitat disponível para a espécie. Esses estudos tem aplicação tanto para o entendimento da ecologia, como, também, para a elaboração de medidas de manejo e pesca sustentável de *C. guanhumi*.

Atenção especial deve ser dada à *J. lagostoma*, por ser uma espécie insular endêmica e, portanto, mais vulnerável à extinção. Nesse contexto, estudos sobre a biologia populacional, reprodutiva e composição taxonômica desta espécie são essenciais ao estabelecimento de um programa de conservação e manejo adequados. Também são necessários estudos ecológicos sobre a distribuição espacial desse caranguejo em suas áreas de ocorrência no Brasil, tanto pela inexistência de pesquisas desse cunho, como em função das ameaças antrópicas que põem em risco a conservação dessa espécie.

Um dos aspectos ainda pouco atendidos quanto à conservação de ambas espécies é a preservação de seus habitats, uma vez que o insucesso de programas de conservação está relacionado à depauperação dos habitats. Assim, nesse contexto, ações diagnósticas e de monitoramento da saúde ambiental deveriam ser mais fomentadas, tal como algumas já direcionadas nesse sentido (Adam et al., 2010; Pinheiro et al., 2013; Arantes et al., 2016). Iniciativas de manutenção da integridade biótica/abiótica dos habitats deveriam, por lógica, ter a mesma prioridade de conservação daquelas destinadas às espécies igualmente sob intensa ameaça.

Bibliografia

- Adam, M.L.; Torres, R.A.; Sponchiado, G.; Motta, T.S.; Oliveira, C.M.R.; Carvalho-Filho, M.A. & Correia, M.T.S. 2010. Environmental degradation at a public park in southern Brazil as revealed through a genotoxicity test (MN) on peripheral blood cells from *Poecilia vivipara* (Teleostei). *Water, Air and Soil Pollution*, 211: 61-68.
- Amaral, M.R.X.; Albrecht, M.; McKinley, A.S.; Carvalho, A.M.F.; Junior, S.C.S. & Diniz, F.M. 2015. Mitochondrial DNA variation reveals a sharp genetic break within the distribution of the blue land crab *Cardisoma guanhumi* in the Western Central Atlantic. *Molecules*, 20: 15158-15174.
- Arantes, A.C.R.; Adam, M.L.; Souza, J.R.B.; Bastos, L.; Jacobina, U.P. & Torres, R.A. (no prelo). Frequency of fish micronuclei to diagnose aquatic environmental conditions from Brazilian megacities: a case study of Iguaçu river, Southern Brazil. *Revista Brasileira de Biociências*.
- Botelho, E.R.O.; Santos, M.C.F. & Pontes, A.C.P. 2000. Algumas considerações sobre o uso da “redinha” na captura do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), no litoral sul de Pernambuco – Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 8(1): 55-71.
- Botelho, E.R.O.; Santos, M.C.F. & Souza, J.R.B. 2001. Aspectos populacionais

- do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825, do estuário do Rio Una (Pernambuco-Brasil). Boletim Técnico Científico do CEPENE, 9(1): 123-146.
- Bozada, L. & Chávez, Z. 1986. La fauna acuática de La Laguna de Ostión. Vol. IX, Centro de Ecodesarrollo, Universidad Veracruzana, 121p.
- Branco, J.O. 1991. Aspectos ecológicos dos Brachyura (Crustacea: Decapoda) no manguezal do Itacorubi, SC, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 7(1-2): 165-179.
- Burggren, W.W. & McMahon, B. 1988. Biology of the land crabs. USA - Cambridge University Press, 479p.
- Cuesta, J.A.; Liu, H.C. & Schubart, C.D. 2002. First zoeal stages of *Epigrapsus politus* Heller, *E. notatus* (Heller), and *Gecarcoidea lalandii* H. Milne-Edwards, with remarks on zoeal morphology of the Gecarcinidae Macleay (Crustacea: Brachyura). Journal of Natural History, 36: 1671-1685.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. Raffles Bulletin of Zoology, Supplement 21: 1-109.
- Dias-Neto, J. 2011. Proposta do Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul. Série Plano de Gestão Recursos Pesqueiros, 4. Brasília: IBAMA.
- Duarte, M.S.; Maia-Lima, F.A. & Molina, W.F. 2008 Interpopulational morphological analyses and fluctuating asymmetry in the brackish crab *Cardisoma guanhumi* Latreille (Decapoda, Gecarcinidae), on the Brazilian Northeast coastline. Pan-American Journal of Aquatic Sciences 3(3): 294-303.
- Fausto-Filho, J. 1974. Stomatopod and decapod crustaceans of the Archipelago of Fernando de Noronha, northeast Brazil. Arquivos de Ciências do Mar, 14(1): 1-35.
- Firmo, A.M.S.; Tognella, M.M.P.; Silva, S.R.; Barboza, R.R.R.D. & Alves, R.R.N. 2012. Capture and commercialization of blue land crabs (“guaiamum”) *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) along the coast of Bahia State, Brazil: an ethnoecological approach. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine 8: 1-12. (doi: 10.1186/1746-4269-8-12).
- Gama-Maia, D.J. & Torres, R.A. 2016. Fine scale genetic-structuring, divergent selection, and conservation prospects for the overexploited crab *Cardisoma guanhumi* in tropical mangroves from Northeastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom (doi: 10.1017/S0025315415002052).
- Gifford, C.A. 1962. Some observations on the general biology of the land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille) in South Florida. Biological Bulletin, 123: 207-223.
- Gil, L.S. 2009. Aspectos biológicos do caranguejo *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) (Decapoda, Brachyura, Gecarcinidae) no Núcleo de Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar, litoral do Estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de

- Mestrado - Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca (APTA – SAA): 45p.
- Govender, Y.; Sabat, A.M. & Cuevas, E. 2008. Effects of land-use/land-cover changes on land crab, *Cardisoma guanhumi*, abundance in Puerto Rico. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 417-423.
- Hartnoll, R.G.; Mackintosh, T. & Pelembe, T.J. 2006. *Johngarthia lagostoma* (H. Milne Edwards, 1837) on Ascension Island: a very isolated land crab population. *Crustaceana*, 79: 197-215.
- Hartnoll, R.G.; Broderick, A.C.; Godley, B.J. & Saunders, K.E. 2009. Population structure of the land crab *Johngarthia lagostoma* on Ascension Island. *Journal of Crustacean Biology*, 29: 57-61.
- Hartnoll, R.G.; Broderick, A.C.; Godley, B.J.; Musick, S; Pearson M.; Stroud, S.A. & Saunders, K.E. 2010. Reproduction in the land crab *Johngarthia lagostoma* on Ascension Island. *Journal of Crustacean Biology*, 30(1): 83-92.
- Henning, H.G. 1975. Aggressive, reproductive and molting behavior – Growth and maturation of *Cardisoma guanhumi* Latreille (Crustacea, Brachyura). *Forma et Functio*, 8: 463-510.
- Hill, K. 2001. *Cardisoma guanhumi*. <http://www.sms.si.edu/IRLSpec/Cardis_guanhu.htm>. [Acessado em 24/09/2016].
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2003. Portaria IBAMA nº 53, de 30 de setembro de 2003. Portaria de defeso do caranguejo *Cardisoma guanhumi*. <www.sindbares.com.br/arquivos/portaria_53.pdf>. [Acessado em 24/09/2016].
- Lira, S.M.A.; Falcão, C.B.R.; Schwamborn, R. & Torres, R.A. (em preparação). Connectivity and population genetic structure of the endangered landcrab *Johngarthia lagostoma* (Brachyura: Gecarcinidae): conservation implications in oceanic islands from tropical Atlantic.
- Lindquist, E.S. & Carroll, C.R. 2004. Differential seed and seedling predation by crabs: impacts on tropical coastal forest composition. *Oecologia*, 141(4): 661-671.
- Lindquist, E.S.; Kraus, K.W.; Green, P.T.; O'Dow, D.J.; Sherman, P.M. & Smith, T.J. 2009. Land crabs as key drivers in tropical coastal forest recruitment. *Biological Reviews*, 84(2): 203-223.
- Manning, R.B & Chace, F. 1990. Decapod and Stomatopod Crustacea from Ascension Island, South Atlantic Ocean. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 503: 1-91.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. São Paulo: Editora Plêiade/FAPESP. 603 p.
- Ng, P.K.L. 1998. Crabs. pp. 1045-1156. In: Carpenter, K.E. & Niem, V.H. (eds) *FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2. Cephalopods, crustaceans, holothurian sand sharks*. Rome, FAO. 1998. 687-1396 p.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie P.J.F. 2008. *Systema Brachyurorum: Part I*. An

- annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. The Raffles Bulletin of Zoology Supplement, 17: 1-286.
- Oliveira, L.P.H. 1946. Estudos ecológicos dos crustáceos comestíveis Uçá e Guaiamú, *Cardisoma guanhumi* Latreille e *Ucides cordatus* (L). Gecarcinidae, Brachyura. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 44(2): 295-322.
- Oliveira-Neto, J.F.; Pie, M.R.; Chammas, M.A.; Ostrensky, A. & Boeger, W.A. 2008. Phylogeography of the blue land crab, *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae) along the Brazilian coast. Journal of Marine Biological Association of United Kingdom, 88: 1417-1423.
- Oliveira-Neto, J.F.; Metri, B.E. & Metri, C.B. 2014. Local distribution and abundance of *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1928 (Brachyura: Gecarcinidae) in southern Brazil. Brazilian Journal of Biology, 74(1): 1-7.
- Pacheco, R.S. 2006. Aspectos da ecologia de pescadores residentes na península de Maraú, BA: pesca, uso de recursos marinhos e dieta. Dissertação de mestrado - Programa de Pós-graduação da UNB, 68p.
- Pringle, C.M.; Freeman, M.C. & Freeman, B.J. 2000. Regional effects of hydrological alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical-temperate comparisons. Bioscience, 50:807-823.
- Pinheiro, M.A.A.; Duarte, L.F.A.; Toledo, T.R.; Adam, M.L.; Torres, R.A. 2013. Habitat monitoring and genotoxicity in *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucididae), as tools to manage a mangrove reserve in southeastern Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, 185: 8273-8285.
- Polcher, J. & Laval, K. 1994. The impact of African and Amazonian deforestation on tropical climate. Journal of Hydrology, 155:389-405.
- Rodriguez, J.M. 2006. Evaluation of hydrologic conditions and nitrate concentrations in the Rio Nigua de Salinas alluvial fan aquifer, Salinas, Puerto Rico, 2002-3. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, 2006-5062, 38 p.
- Rodrigues-Rey, G.T.; Hartnoll, R. & Solé-Cava, A.M. 2016. Genetic structure and diversity of the island-restricted endangered land crab, *Johngarthia lagostoma* (H. Milne Edwards, 1837). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 474: 204-209.
- Schubart, C.D.; Cuesta, J.A.; Diesel, R. & Felder, D.L. 2000a. Molecular phylogeny, taxonomy, and evolution of nonmarine line ages within the American grapsoid crabs (Crustacea: Brachyura). Molecular Phylogenetics and Evolution, 15(2): 179-190.
- Schubart, C.D.; Neigel, J.E. & Felder, D.L. 2000b. Use of the mitochondrial 16S rRNA gene for phylogenetic and population studies of Crustacea. Crustacean Issues, 12: 817-830.
- Shinozaki-Mendes, R.A.S. 2008. Biologia reprodutiva do Guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Decapoda: Gecarcinidae), na região de Aracati/CE. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 76p.

- Shinozaki-Mendes, R.A.S.; Silva, J.R.F.; Santander-Neto, J. & Hazin, F.H.V. 2013. Reproductive biology of the land crab *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae) in north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93: 761-768.
- Silva, R.E. & Oshiro, L.M.Y. 2002. Aspectos da reprodução do caranguejo guaiamum *Cardisoma guanhumi* (Latreille) (Crustacea, Decapoda, Gecarcinidae) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil, *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(Supl. 1): 71-78.
- SMS - Smithsonian Marine Station. 2009. Species name: *Cardisoma guanhumi*. Smithsonian Marine Station at Fort Pierce. <http://www.sms.si.edu/IRLspec/Cardis_guanhu.htm>. [Acessado em 24/09/2016].
- Taissoun, E.N. 1974 El cangrejo de Tierra *Cardisoma guanhumi* (Latreille) en Venezuela. Universidad Del Zulia – Maracaibo Venezuela.
- Türkay, M. 1987. Landkrabben. *Naturund Museum*, 117(5): 143-150.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828**

Categoria e critério da avaliação: CR – A4bcd

Justificativa: O guaiamum (*Cardisoma guanhumi*) é o maior braquiúro endêmico de áreas de manguezal/restinga do Brasil. Por estes motivos, trata-se de espécie economicamente importante, sendo capturada por pescadores artesanais. Apresenta crescimento lento, vivendo em “apicuns”, que são áreas de manguezal extremamente sensíveis à intervenção humana. Foi observada uma redução de 88% na produção comercial entre 1994 e 2007, que reflete em uma redução populacional da espécie. Considerando que as ameaças persistem (captura, perda e alteração de habitat), suspeita-se um declínio de pelo menos 88% ao longo de três gerações (22 anos) a partir de 1994.

***Johngarthia lagostoma* (H. Milne Edwards, 1837)**

Categoria e critério da avaliação: EN – B1ab(iii)

Justificativa: Espécie endêmica de ilhas oceânicas, sendo encontrada, no Brasil, nos Arquipélagos de Fernando de Noronha, Atol das Rocas e Trindade e Martim Vaz. A espécie sofre ameaça principalmente pela introdução de espécies exóticas em Fernando de Noronha e Trindade. Algumas destas espécies, principalmente as domésticas, interferem diretamente nas populações do caranguejo, predando-os. Há uma evidente redução na área de ocupação da espécie em Fernando de Noronha devido à urbanização crescente. Considerando que a área das ilhas é menor que 5.000 km², que a espécie apresenta menos de 5 localizações, considerando a ameaça das espécies invasoras nas ilhas, e que existe redução da área e qualidade do habitat, a espécie é categorizada Em Perigo (EN), critério B1ab(iii).

Prancha I



Cardisoma guanhumi Latreille, 1828
Foto: Carlos Cantareli



Johngarthia lagostoma (H. Milne Edwards, 1837)
Foto: Simone Lira

CAPÍTULO 14

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS GRAPSÍDEOS (DECAPODA: GRAPSIDAE)

Marcelo A. A. Pinheiro, William Santana, Luis Ernesto A. Bezerra, Nicholas Kriegler & Juliana P. P. Rio

Palavras-chave: *ameaça, extinção, Grapsidae, impacto.*

Introdução

A família Grapsidae MacLeay, 1838 atualmente é composta por dez gêneros: *Geograpsus* Stimpson, 1858; *Goniopsis* De Haan, 1833; *Grapsus* Lamarck, 1801; *Leptograpsodes* Montgomery, 1931; *Leptograpsus* H. Milne Edwards, 1853; *Metopograpsus* H. Milne Edwards, 1853; *Pachygrapsus* Randall, 1840; *Planes* Bowdich, 1825; *Litograpsus* Schweitzer & Karasawa, 2004; e *Miograpsus* Fleming, 1981 (sendo estes dois últimos extintos). Atualmente, existem 41 espécies recentes e 5 fósseis de grapsídeos descritas, das quais 34% pertencem ao gênero *Pachygrapsus*, o mais diverso entre todos (De Grave et al., 2009). Os grapsídeos pertencem aos Thoracotremata, com machos apresentando gonóporo na região esternal do quinto par de pereiópodos e fêmeas com orifício genital na região esternal do terceiro par de pereiópodos (Guinot, 1978). Possuem grande importância ecológica, uma vez que atuam como consumidores primários e secundários em ambientes marinhos intertidais e supralitorais, onde apresentam elevada abundância, especialmente em regiões tropicais, além de existirem espécies adaptadas aos habitats terrestre e de água doce (Schubart, 2006).

Distribuição Geográfica

Os membros da família Grapsidae apresentam ampla distribuição geográfica, com espécies bem adaptadas aos diferentes ambientes, que compreendem desde áreas continentais e até mesmo insulares remotas (p. ex., arquipélago de São Pedro e São Paulo), onde podem ser endêmicas. No Atlântico Ocidental os grapsídeos são

encontrados desde o norte dos Estados Unidos (Massachusetts) até a Argentina, incluindo o Golfo do México e Caribe, também ocorrendo no Atlântico Oriental (Açores até África do Sul, incluindo Ilhas do Cabo Verde), além de registros nos mares Mediterrâneo, Pacífico e Indo-Pacífico (Williams, 1984; Melo, 1996; Poupin et al., 2005).

Goniopsis cruentata (Latreille, 1803) é uma espécie encontrada no Atlântico Oriental, distribuída do Senegal até Angola e Ilhas Cabo Verde; e no Atlântico Ocidental, desde a Flórida, Golfo do México, Bermudas, Antilhas, Guianas e Brasil (Melo, 1996; Silva & Oshiro, 2002). No Brasil é registrada do Amapá até Santa Catarina, incluindo o arquipélago de Fernando de Noronha.

A espécie *Pachygrapsus gracilis* (Saussure, 1858) é encontrada desde Senegal até Angola, no Atlântico Oriental, enquanto no Atlântico Ocidental ocorre desde o Golfo do México (Texas), Caribe, Guiana Francesa e no Brasil (Pará ao Rio Grande do Sul) até a Argentina (Poupin et al., 2005; Coelho, 2008; Melo, 2008).

Habitat e Ecologia

Os grapsídeos são bem adaptados a diferentes habitats, sendo comuns no supralitoral, nas zonas intertidal e infralitoral, podendo, em alguns casos, ocorrer até os 500 m de profundidade. Ocupam ambientes terrestres e aquáticos de águas salgadas, salobras e doces. Presentes em praias rochosas, arenosas ou lodosas, braços de mar, em estuários e manguezais. Algumas espécies habitam costões rochosos, enquanto outras se abrigam sob raízes e troncos de árvores de zonas interditais e terrestres, assim como sob pedras e pilares de embarcadouros em áreas costeiras (Melo, 1996).

Nos manguezais brasileiros subtropicais, *Goniopsis* é um dos gêneros mais comuns da família Grapsidae, ocupando diferentes microhabitats dentro deste ecossistema (Negreiros-Franozo, 2002). *Goniopsis cruentata* é popularmente conhecida como maria-mulata, sendo uma espécie extremamente ágil, capaz de deslocamento rápido entre as raízes ou tronco das árvores dos manguezais. Parece predominar em sedimentos entre médio a pouco lamoso, tornando-se escassos em manguezais muito lamosos (Santos, 2001). Aparentemente, os indivíduos são mais ativos durante o verão, sendo facilmente observados nos ambientes onde ocorrem. Além disso, a partir de observações de campo, ocupam tocas já escavadas por outras espécies ocorrentes nos manguezais (*Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi*) (Santos, 2001). Podem ocorrer registros fortuitos, em menores abundâncias, em alguns costões rochosos e planícies lamosas associadas aos sistemas estuarinos.

Pachygrapsus gracilis é uma espécie amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo em substratos que podem variar desde aqueles mais consolidados até os não consolidados, sendo comuns em áreas rochosas e da zona intertidal, sob pedras e em pilares de docas, ocasionalmente entre raízes de manguea, margens

de rios próximas ao mar e praias de areia (Melo, 2008). Essa espécie, juntamente com *Panopeus lacrustres* Desbonne, Desbonne & Schramm, 1867, está associada aos bancos de ostras e raízes de *Rhizophora mangle*, em áreas de salinidade variando de 4 a 37 (Almeida et al., 2010) e, ainda, associada às galerias de *Neoteredo reynei* (Bartsch, 1920), escavadas em troncos caídos de *Rhizophora mangle* (Aviz et al., 2009).

Biologia Geral

Grapsoida é uma das superfamílias que compõem os Thoracotremata, nas quais os Grapsidae são os caranguejos mais derivados em comparação aos Podotremata e Heterotremata (Guinot, 1977). Na maioria dos casos, os grapsídeos possuem uma carapaça quadrilateral, com bordas laterais lineares ou ligeiramente arqueada e órbitas nos ângulos anterolaterais ou próximas a eles. Apresentam caverna bucal quadrada e, frequentemente, uma estrutura lacunar entre os maxilípedes externos. Possuem septo interantenuar amplo, com órbitas divididas em duas fossas acentuadas (Williams, 1984).

Em *Goniopsis cruentata* existe a tendência do tamanho (LC, largura de carapaça) de primeira maturação ser maior em menores latitudes, independente do sexo. Tal informação é confirmada pelos dados obtidos nos estados de Pernambuco (fêmeas: 28 mm LC; machos: 32 mm LC, segundo Moura & Coelho, 2004); Rio de Janeiro (fêmeas: 26 < LC < 29 mm, de acordo com Silva & Oshiro, 2002); e São Paulo (fêmeas: 23 mm LC; machos: 21 mm LC, conforme Cobo & Fransozo, 2005). Ainda não existe estimativa de idade para a primeira maturidade sexual desta espécie. Segundo Moura & Coelho (2004), os maiores exemplares no nordeste apresentaram tamanho (LC) de 55 e 51 mm, para machos e fêmeas, respectivamente.

Aparentemente, *Goniopsis cruentata* apresenta reprodução descontínua ou sazonal-contínua em diferentes áreas de manguezal do Brasil, embora com variações no que concerne aos períodos de maior intensidade de ocorrência de fêmeas ovíferas (Cobo, 1995; Santos et al., 2001; Cobo & Fransozo, 2003; Botelho et al., 2004). No Estado de São Paulo a espécie apresenta reprodução sazonal, de outubro a maio (Cobo & Fransozo, 2003). Silva & Oshiro (2002) mencionam uma fecundidade variando de 29.975 a 142.050 ovos/desova, para tamanhos variando entre 26 e 49 mm LC. O tempo de desenvolvimento embrionário é similar ao de outros crustáceos decápodos pleociemados (± 15 dias, em temperatura de 25 e 35 °C de salinidade). O tamanho da primeira larva (Zoea I) é de, aproximadamente, 0,5 mm, com o desenvolvimento larval completo ainda desconhecido.

Estudo recente sobre estruturação populacional usando redes de haplótipos, realizado por Buranelli (2016), mostrou que há uma ausência de estruturação populacional para *G. cruentata* ao longo do Atlântico Ocidental, ou seja, as diferentes

populações compartilham haplótipos entre si, mostrando que não há restrição de fluxo gênico entre indivíduos de localidades distintas. Esses resultados sugerem que a espécie apresenta um alto potencial dispersivo entre localidades, possivelmente conectadas por populações intermediárias, ou *stepping-stones*.

Dados sobre a biologia de *Pachygrapsus gracilis* são escassos na literatura, com informações esparsas sobre coloração, tamanho da carapaça e desenvolvimento larval. A coloração pode variar de acordo com a localidade, mas, de maneira geral, *Pachygrapsus gracilis* apresenta carapaça em coloração que varia do verde-claro ao creme, com linhas transversais compostas de pequenos pontos violeta (Poupin et al., 2005).

No nordeste brasileiro, foram registrados tamanhos que variam de 3,9 a 16 mm LC para machos e 6,2 a 15,6 mm LC para fêmeas (Furtado-Ogawa & Menezes, 1972), embora os machos possam atingir 21,8 mm LC, e as fêmeas até 18,3 mm LC no Rio Grande do Sul (Souza & Fontoura, 1993). A fecundidade média estimada para o Ceará foi de 4.756 ovos, de acordo Ogawa & Rocha (1976). No Rio Grande do Sul, a espécie se reproduz da primavera ao outono, com picos reprodutivos no verão (Souza & Fontoura, 1993), já na região norte do Brasil (Pará), foram encontradas fêmeas ovígeras somente de janeiro a julho, sendo a maior abundância de fêmeas ovígeras encontrada em julho (Nóbrega, 2014).

A maioria dos grapsídeos apresenta desenvolvimento larval que varia de 4 a 6 estágios de zoea e uma megalopa. Nesse contexto, *Pachygrapsus gracilis* apresenta grande discrepância, com aproximadamente 13 estágios de zoea (Brossi-Garcia & Rodrigues, 1993).

Ameaças

Goniopsis cruentata é bastante capturada, principalmente na região nordeste do Brasil. Com o declínio das populações de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*, ocorre um aumento natural do esforço de captura sobre outras espécies, como *G. cruentata*, fato observado em Pernambuco, por Maciel & Alves (2009). Por ser uma espécie principalmente de manguezal, está sujeita às alterações que ocorrem neste ambiente.

Pachygrapsus gracilis não sofre pressão de pesca devido ao seu reduzido tamanho, porém, assim como *Goniopsis cruentata*, é encontrada em áreas de manguezal e em outras regiões litorâneas, principalmente na zona intertidal, áreas com ação antrópica crescente.

A área ocupada pelos manguezais no Brasil é de aproximadamente 13 mil km², distribuídos desde o Rio Oiapoque, Amapá (4°30'N) até o Rio Ponta Grossa, Santa Catarina (28°30'S) (Spalding, 2010). Ao longo de sua distribuição os manguezais sofrem considerável variação estrutural, resultante das particularidades ambientais

que ocorrem pelos 7.400 km da linha da costa brasileira, distância que fica em mais de 8.500 km quando se consideram os recortes do litoral. O Brasil possui a segunda maior extensão de manguezais do mundo, com 7,4% do total (Schaeffer-Novelli et al., 1990; IBAMA, 2002; Spalding et al., 2010).

Embora se estime que aproximadamente 50% das áreas de manguezal em todo o mundo já foram destruídas, no Brasil não é possível detectar uma redução significativa. Contudo, as pressões sobre os manguezais têm provocado considerável degradação nas últimas décadas. O impacto antrópico sobre os ambientes costeiros é intenso, haja vista que metade da população brasileira reside a menos de 200 km do mar, com mais de 70 milhões de pessoas trazendo impactos diretos a esses ambientes. Esse processo tem sido acentuado próximo aos grandes centros, onde baías e estuários têm sido comprometidos pela poluição e exploração dos recursos naturais (Kelleher et al., 1995; IBAMA, 2002; MMA, 2002; Lacerda et al., 2006).

Nesse sentido, o crescimento populacional é a principal forma de pressão, pela construção de casas em áreas de alta sensibilidade ambiental (p. ex., dunas, mangues, estuários); falta de saneamento básico (80% do esgoto no Brasil não recebe tratamento e é lançado em rios, lagoas ou no mar); poluição química promovida pelas atividades agrícolas e industriais; poluição orgânica, pela ausência de tratamento de efluentes, lançados diretamente em rios; disposição inadequada de resíduos sólidos (90% do lixo coletado no Brasil vai para “lixões”, sendo 50% deles localizados junto a rios, lagoas ou mar); e deposição incorreta de sedimentos, muitas vezes oriundos de dragagens e extremamente contaminados. Soma-se, ainda, a conversão de áreas de manguezais para tanques de aquicultura, fato ainda ocorrente em vários estados brasileiros (IBAMA, 2002; MMA, 2002).

De acordo com resultados do GERCO (Gerenciamento Costeiro – MMA), mais de 3 mil toneladas de poluentes líquidos são lançadas diariamente no litoral brasileiro. Entre os poluentes industriais, cerca de 130 toneladas possuem expressiva toxicidade, sendo a poluição por óleo, crônica ou aguda, apontada como fator de risco ao longo de toda a costa (MMA, 2002).

As alterações na qualidade ambiental dos manguezais estão reduzindo o habitat de muitas espécies, aumentando a competição por alimento e predação, além de promover aceleração da curva de mortalidade para muitos animais. Na região sul e sudeste, a poluição dos estuários prejudica as migrações das espécies estuarino-dependentes, que utilizam estas áreas como berçário (MMA, 2002).

Ações de Conservação

No Brasil, o Código Florestal define os manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP), prevendo restrições a sua utilização. A supressão total ou parcial da vegetação natural só é permitida mediante autorização dos órgãos governamentais competentes, quando de interesse público e social. No entanto,

apenas essa legislação não tem sido suficiente para assegurar a proteção efetiva dessas áreas. Assim, as agências estaduais de meio ambiente determinam, para cada caso, o nível de restrição permitido, não existindo um sistema de licenciamento que utilize o mesmo nível de exigência no momento de definir as atividades permitidas nas áreas de manguezal e de transição.

Pesquisas Necessárias

Apesar de serem categorizadas como Menos Preocupante (LC), ambas as espécies apresentam pouquíssimos dados sobre sua biologia geral. Estudos de avaliação da densidade populacional de *Goniopsis cruentata* ainda são dificultados pela sua extrema vagilidade e por não construir galerias no sedimento, a exemplo do que ocorre com outros braquiúros de manguezal. *Goniopsis cruentata* apresenta somente dados pontuais sobre a estrutura de suas populações e parâmetros reprodutivos, dados praticamente inexistentes para *Pachygrapsus gracilis*. Como *Goniopsis cruentata* sofre com a pesca, estudos populacionais se tornam ainda mais urgentes em regiões onde esses caranguejos são consumidos. Recomenda-se, portanto, o estudo desses aspectos, com ênfase sobre o tamanho populacional dessas espécies, já que avaliações mais precisas sobre o estado de conservação dependem, principalmente, de conhecimento se as populações estão estáveis, aumentando ou em declínio.

Bibliografia

- Aviz, D.; Mello, C.F. & Silva, P.F. 2009. Macrofauna associada às galerias de *Neoteredo reynei* (Bartsch, 1920) (Mollusca: Bivalvia) em troncos de *Rhizophora mangle* Linnaeus durante o período menos chuvoso, em manguezal de São Caetano de Odivelas, Pará (costa norte do Brasil). Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, 4(1): 47-55.
- Almeida, A.O.; Souza, G.B.G.; Boehs, G. & Bezerra, L.E.A. 2010. Shallow-water anomuran and brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from southern Bahia, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Research, 38(3): 329-376.
- Botelho, R.O.; Andrade, C.E.R. & Santos, M.C.F. 2004. Estudo da população de aratu-do-mangue, *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) no Estuário do Rio Camaragibe (Alagoas - Brasil). Boletim Técnico Científico do CEPENE, 12(1): 91-98.
- Brossi-Garcia, A.L. & Rodrigues, M.D. 1993. Zoeal morphology of *Pachygrapsus gracilis* (Saussure, 1858) (Decapoda, Grapsidae) reared in the laboratory. Invertebrate Reproduction & Development, 24(3): 197-204.
- Buranelli, R.C. 2016. Variabilidade populacional em manguezais: análises moleculares

- e morfológicas em caranguejos Brachyura (Crustacea: Decapoda). Tesede Doutorado em Ciências – Biologia Comparada. São Paulo: Universidade de São Paulo, 188p.
- Cobo, V.J. 1995. Biologia populacional e crescimento relativo de *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) (Crustacea, Decapoda, Brachyura), na região de Ubatuba, São Paulo. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia. Botucatu: Universidade Estadual Paulista, 79p.
- Cobo, V.J. & Fransozo, A. 2003. External factors determining breeding season in the red mangrove crab *Goniopsis cruentata* (Latreille) (Crustacea, Brachyura, Grapsidae) on the São Paulo State northern coast, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(2): 213-217.
- Cobo, V.J. & Fransozo, A. 2005. Physiological maturity and relationships of growth and reproduction in the red mangrove crab *Goniopsis cruentata* (Latreille) (Brachyura, Grapsidae) on the coast of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1): 219-223.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E.A. 2008. Checklist of the marine and estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1-58.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Franssen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology*, Supplement 21: 1-109.
- Furtado-Ogawa, E. & Menezes, M.F. 1972. Dados biométricos de crustáceos decápodos marinhos do nordeste brasileiro. *Arquivos de Ciência do Mar*, 12(1): 85-86.
- Guinot, D. 1977. Propositions pour une nouvelle classification des Crustacés, Décapodes, Brachyours. *Compte-rendu hebdomadaire des Séances de l'Académie des Sciences, Paris*, (D) 285(10): 1049-1052.
- Guinot, D. 1978. Principes d'une classification évolutive des crustacés décapodes brachyours. *Bulletin Biologique de la France et de la Belgique*, 112: 211-292.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2002. GEO Brasil 2002 - Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil. Edições IBAMA. 440p.
- Kellerher, G.; Bleakley, C. & Wells, S. 1995. A Global Representative System of Marine Protected Areas. Volume 1, Great Barrier Reef Marine Park Authority, The World Bank, and IUCN World Bank. 230p.
- Lacerda, L.D.; Maia, L.P.; Monteiro, L.H.U.; Souza, G.M.; Bezerra, L.J.C. & Menezes, M.O.T. 2006. Manguezais do Nordeste. *Ciência Hoje*, 39(229): 24-29.
- Maciel, D.C. & Alves, A.G.C. 2009. Conhecimentos e práticas locais relacionados ao aratu *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) em Barra de Sirinhaém, litoral sul de Pernambuco. *Biota Neotropica*, 9(4): 29-36.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Editora Plêiade. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 603p.

- Melo, G.A.S. 2008. The Brachyura (Decapoda) of Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Nauplius*, 16(1): 1-22.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. MMA/SBF. 404p.
- Moura, N.F.O. & Coelho, P.A. 2004. Maturidade sexual fisiológica em *Goniopsis cruentata* (Latreille) (Crustacea, Brachyura, Grapsidae) no Estuário do Paripe, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4): 1011-1015.
- Negreiros-Franozo, M.L. 2002. Size variation in the grapsid crab *Aratus pisonii* (H. Milne-Edwards, 1837) among populations of different subtropical mangroves. In: Escobar-Briones, E. & Alvarez, F. Modern approaches to the study of Crustacea. Kluwer Academic-Plenum Publishers, New York, NY, USA, 183-188p.
- Nóbrega, P.S.V. 2014. Composição, distribuição espaço-temporal de Brachyura (Crustacea) e estrutura populacional de *Pachygrapsus gracilis* (Grapsidae) nos substratos rochosos do estuário de Marapanim, Pará, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca. Universidade Federal do Pará, 92p.
- Ogawa, E. & Rocha, C.A.S. 1976. Sobre a fecundidade de crustáceos decápodos marinhos do Estado do Ceará (Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar*, 162: 101-104.
- Poupin, J.; Davie, P.J. F. & Cexus, J.C. 2005. A revision of the genus *Pachygrapsus* Randall, 1840 (Crustacea: Decapoda: Brachyura, Grapsidae), with special reference to the Southwest Pacific species. *Zootaxa*, 1015: 1-66.
- Santos, M.C.F.; Botelho, E.R.O. & Ivo, C.T.C. 2001. Biologia populacional e manejo da pesca de aratu, *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) no litoral sul de Pernambuco – Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 9(1): 87-123.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G. & Adaipe, R.R. 1990. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. *Estuaries*, 13(2): 204-218.
- Schubart, C.D.; Cannicci, S.; Vannini, M. & Fratini, S. 2006. Molecular phylogeny of grapsoid crabs (Decapoda, Brachyura) and allies based on two mitochondrial genes and a proposal for refraining from current superfamily classification. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 44(3): 193-199.
- Silva, Z.S. & Oshiro, L.M.Y. 2002. Aspectos reprodutivos de *Goniopsis cruentata* (Latreille) (Crustacea, Brachyura, Grapsidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(3): 907-914.
- Souza, G.D. & Fontoura, N.F. 1993. Estrutura populacional e fecundidade de *Pachygrapsus gracilis* (Saussure, 1858) no molhe do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil (Crustacea, Decapoda, Grapsidae). *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS*, 52: 29-37.
- Spalding, M.; Kainuma, M. & Collins, L. 2010. World Atlas of Mangroves. Earthscan. 319p.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, Lobsters, and Crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 458-468p.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC)

Justificativa: *Goniopsis cruentata* apresenta ampla distribuição, ocorrendo principalmente no ecossistema manguezal e com registros, em menores abundâncias, em alguns costões rochosos e planícies lamosas associadas a sistemas estuarinos. As ameaças influenciando esta espécie são relacionadas à redução e qualidade dos manguezais, embora não existam sinais de redução populacional.

***Pachygrapsus gracilis* (Saussure, 1858)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC).

Justificativa: *Pachygrapsus gracilis* se distribui no Atlântico Ocidental, do Golfo do México (Texas), Caribe, Guiana Francesa, Brasil (do Pará ao Rio Grande do Sul), e Argentina. No Atlântico oriental, do Senegal até a Angola. Espécie amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo em substrato consolidado ou não, áreas rochosas, zona intertidal, pilares de docas, ocasionalmente entre raízes de mangues, estuários e praias arenosas. É uma espécie abundante e sem ameaças significativas. Portanto, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



Goniopsis cruentata (Latreille, 1803)
Foto: Marcelo Pinheiro



Pachygrapsus gracilis (Saussure, 1858)
Inventário: lot JL110, MNHN IU-2013-4316
Foto: Poupin & Corbari

CAPÍTULO 15

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS GERIONÍDEOS (DECAPODA: GERYONIDAE)

Paulo R. Pezzuto, Allysson Pinheiro & Harry Boos

Palavras-chave: ameaça, extinção, Geryonidae, impacto, talude continental.

Introdução

O estado de conservação das espécies de caranguejos gerionídeos que ocorrem no Brasil foi avaliado a partir dos critérios e procedimentos definidos na Instrução Normativa ICMBio n° 34, de 30 de março de 2013, e desenvolvidos pela União Internacional para Conservação da Natureza desde a década de 50 (IUCN, 2013). Esta metodologia avalia o risco de extinção das espécies, utilizando para isso as melhores informações disponíveis sobre sua biologia, usos e ameaças.

As pescarias dirigidas às espécies de águas profundas, como os caranguejos da família Geryonidae Colossi, 1923 (Decapoda: Brachyura), tendem a exibir um padrão de rápida expansão seguida da queda abrupta da biomassa capturada, atingindo a condição de sobreexploração ou até esgotamento. Isso ocorre pela gestão não eficiente destes recursos (Rogers et al., 2008).

A pesca de caranguejos gerionídeos iniciou no Brasil em 1998, como parte de um processo de desenvolvimento de novas pescarias de recursos de águas profundas, incluindo peixes, camarões, calamares e caranguejos. O histórico dessas pescarias está revisado em Perez et al. (2009).

Distribuição Geográfica

No litoral Atlântico da América do Sul ocorrem quatro espécies pertencentes à família Geryonidae: *Chaceon eldorado* Manning & Holthuis, 1989 (Colômbia, Venezuela, Trinidad e Tobago e Guiana Francesa), *Chaceon linsi* Tavares & Pinheiro, 2011 (Nordeste do Brasil), *Chaceon ramosae* Manning, Tavares & Albuquerque 1989

(sudeste e sul do Brasil) e *Chaceon notialis* Manning & Holthuis, 1989 (sudeste e sul do Brasil, Uruguai e Argentina) (Tavares & Pinheiro, 2011). Recentemente, *Chaceon gordonae* (Ingle, 1985) também foi reportado para águas jurisdicionais brasileiras, ocorrendo ao redor do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Ferreira et al., 2016).

Habitat e Ecologia

Os caranguejos gerionídeos são epibentônicos e habitam fundos lamosos e areno-lamosos, entre 100 e 2800 m de profundidade, onde a temperatura varia de 4 a 12°C (Wigley et al., 1975; Haefner, 1978; Manning & Holthuis, 1989).

Com ciclo de vida bastante complexo, esses braquiúros desenvolvem um papel importante na estrutura trófica da comunidade bêntica de oceano profundo, aonde chegam a compreender mais de 15% da biomassa de megafauna destes ambientes (Haedrich et al., 1975, 1980).

Análises do conteúdo alimentar de indivíduos capturados no sudeste/sul do Brasil revelaram que *C. ramosae* e *C. notialis* apresentam tanto hábito necrófago como predador, sendo considerados carnívoros oportunistas (Domingos et al., 2007, 2008).

Biologia Geral

Apesar de serem escassos os estudos sobre crescimento e longevidade, os caranguejos gerionídeos possuem crescimento lento, maturação tardia e elevada longevidade, podendo atingir 20 a 25 anos, tornando-se sexualmente ativos entre o 5° e 15° ano de idade (Melville-Smith, 1989; Hines, 1990; Canales & Arana, 2009).

Machos e fêmeas de *C. linsi* mostraram tendência para segregação batimétrica, com os machos sendo mais frequentes em áreas mais profundas do que as fêmeas (Carvalho et al., 2009). O mesmo padrão foi evidenciado de modo bastante marcante para *C. notialis* tanto no Brasil como no Uruguai, e menos acentuado em *C. ramosae* (Pezzuto et al., 2006a; Masello & Defeo, 2016).

Sobre a genética de *C. ramosae* e *C. notialis*, estudo de Mantelatto et al. (2014) evidenciou a separação destas espécies em nível gênico. Contudo, foi detectada a existência de pelo menos dois grupos diferentes para a espécie *C. notialis*, considerando exemplares capturados no sul do Brasil e no Uruguai. Isso pode indicar a existência de espécies crípticas, o que leva a especular sobre a presença de duas entidades taxonômicas diferentes, embora mais pesquisas sejam necessárias para resolver este problema.

No sul do Brasil, a maturidade de *C. notialis* é atingida, em média, com largura de carapaça de 8,9 cm para machos e 8,8 cm para as fêmeas (Sant'Ana & Pezzuto,

2009), valores muito próximos aos calculados por Delgado & Defeo (2004) para a mesma espécie em águas uruguaias. Já a maturidade de *C. ramosae* é atingida com 12,1 cm nos machos e 10,7 cm nas fêmeas (Pezzuto & Sant'Ana, 2009).

A desova de *C. notialis* é localizada, no espaço e no tempo, sendo que no Brasil, as fêmeas ovígeras se concentram em profundidades inferiores a 600 m, principalmente de julho a dezembro (Pezzuto et al., 2006a). No Uruguai, fêmeas ovígeras também são encontradas entre 300 e 500 m, sobretudo no extremo norte da Zona Econômica Exclusiva daquele país (Defeo et al., 1992; Masello & Defeo, 2016). Há um evidente gradiente latitudinal na proporção sexual de *C. notialis* entre o Uruguai e o Brasil. Do extremo sul da área de pesca uruguaia, onde praticamente só ocorrem machos, a proporção de fêmeas aumenta gradativamente até atingir seu máximo próximo da latitude 33°S, no sul do Brasil. A fronteira entre os dois países é onde a proporção sexual do recurso se torna mais equilibrada (Pezzuto et al., 2006a; Masello & Defeo, 2016).

Já em relação a *C. ramosae* as fêmeas ovígeras predominam no primeiro semestre (principalmente no primeiro trimestre) e em profundidades menores que 700 m (Sant'Ana, 2008). No caso de *C. linsi*, embora os dados obtidos sejam preliminares, fêmeas ovígeras também tenderam a ser observadas em menores profundidades (450 m) (Carvalho et al., 2009).

Embora a reprodução em águas brasileiras tenha sido observada em todos os anos estudados, tanto para a população de *C. notialis* como de *C. ramosae*, no âmbito individual, o padrão parece ser distinto entre as espécies. A partir da análise da proporção máxima de fêmeas ovígeras e machos com marcas de cópula foi sugerido um ciclo reprodutivo anual para indivíduos de *C. notialis* (Sant'Ana & Pezzuto, 2009) e bianual para *C. ramosae* (Pezzuto & Sant'Ana, 2009).

Ameaças e Usos

Entre 2003 e 2007 foram capturadas entre 3 (2007) 23 toneladas (2003) de *C. linsi* ao largo do Ceará. Em média, foram capturados 1,48 t/viagem. A pesca da espécie foi abandonada há alguns anos, devido às dificuldades operacionais na área de pesca e por problemas de mercado (Carvalho et al., 2009).

Tanto *C. notialis* como *C. ramosae* foram capturados pela primeira vez no Brasil durante uma pesca exploratória realizada em meados da década de 1980, quando ambos foram identificados como *Geryon quinquedens* (Lima & Lima-Branco, 1991; Pezzuto et al., 2006b). O principal petrecho de pesca dos caranguejos gerionídeos no Brasil é a armadilha.

A pesca dirigida a *C. notialis* iniciou no Brasil em 1998. Entre 2000 e 2004 as capturas oscilaram em torno de 1.130 t/ano, com máximo de 1.377,7 toneladas em 2003. A partir daí, os valores declinaram continuamente até 2007, quando a permissão da embarcação japonesa arrendada que explotava a espécie de modo

exclusivo foi cancelada (Perez et al., 2009). Nos anos seguintes, uma embarcação nacional retomou a pesca do recurso, mas não há dados disponíveis sobre sua operação.

As fêmeas responderam por 67 a 77% da biomassa explorada de *C. notialis* no Brasil, sendo a maioria das capturas (97%) compostas por indivíduos imaturos (Pezzuto et al., 2006a; Sant'Ana & Pezzuto, 2009). A biomassa virginal do estoque em águas brasileiras foi estimada em 17.117,8t (16.453,6 a 7.779,0 t; IC 95%) e o Rendimento Máximo Sustentável (RMS) em 1.027t (Pezzuto et al., 2002).

Um plano de manejo para *C. notialis* foi estabelecido no Brasil apenas em 2005 e incluiu, entre outros aspectos, uma captura total permissível de 1.050t ao ano. O atraso no manejo fez com que as capturas não regulamentadas superassem o Rendimento Máximo Sustentável (RMS) na maioria dos anos. O estoque foi reavaliado em 2005, e sua biomassa mostrou ter se reduzido a cerca de 60% dos níveis originais (Pezzuto et al., 2006a). A espécie também é capturada comercialmente no Uruguai desde 1993. As capturas são dirigidas somente aos machos e, desde 2002, uma captura máxima permissível variável entre 1.300 e 1.500 t é estabelecida anualmente (Masello & Defeo, 2016).

Já *C. ramosae*, endêmico do Brasil, teve sua pesca dirigida iniciada em 2001, a qual se expandiu rapidamente para uma frota composta por até oito embarcações estrangeiras arrendadas. Em 2001, as capturas da espécie somaram 593,6 toneladas e exibiram um aumento de 2 vezes em 2002. As capturas diminuíram em 2005 e 2006, como uma resposta direta às baixas taxas de captura e reduções no número de embarcações na pesca, sendo esta interrompida no final de 2006 (Pezzuto et al., 2006a). Os desembarques de *C. ramosae* entre 2000 e 2006 totalizaram cerca 4.100 toneladas (Perez et al., 2009).

A espécie também foi o item mais abundante e valioso da fauna acompanhante de várias outras embarcações arrendadas que operaram com emalhe-de-fundo para o peixe-sapo (*Lophius gastrophysus* Miranda Ribeiro, 1915) e com arrasto de fundo para os camarões aristeídeos (Perez et al., 2009).

A análise da composição do tamanho mostrou que os indivíduos imaturos compreendiam até 70% das capturas de *C. ramosae* (Pezzuto & Sant'Ana, 2009).

O plano de manejo para *C. ramosae* foi estabelecido em 2005 e incluiu, entre outros aspectos, uma captura total permissível anualmente de 600 t. O atraso no manejo foi crítico, uma vez que as capturas excederam o RMS em vários anos e, especialmente, em 2002, quando ela foi 211% maior. O estoque foi reavaliado em 2005, quando a biomassa na área sul mostrou estar entre 44 e 48% dos níveis iniciais de 2001. Na área sudeste, a biomassa foi avaliada de forma indireta, estando, na mesma data, em 73% dos níveis iniciais (Pezzuto et al., 2006a).

Além da pesca dirigida, é possível que a espécie sofra alguma mortalidade incidental, ainda que em menor escala que *C. ramosae*. Atualmente, não existem embarcações permissivas para a captura desta espécie no Brasil. Entretanto, é possível que ela venha sofrendo mortalidades incidentais significativas e não

quantificadas por descarte ou danos no habitat ocasionados pela atuação de embarcações arrasteiras nas suas áreas de ocorrência no talude (Pezzuto et al., 2006a) e, em menor escala, pelas embarcações que atuam na pesca de peixe-sapo (*Lophius gastrophisus*) com rede de emalhe de fundo.

Ações de Conservação

Em 2005 foram estabelecidos planos de manejo para as espécies *C. ramosae* e *C. notialis* (Instrução Normativa SEAP/PR nº 4, de 4 de Maio de 2005; Instrução Normativa SEAP/PR nº 5, de 4 de maio de 2005). Já em 2008, a partir de novas informações sobre o estoque (Pezzuto et al., 2006a; Perez et al., 2009), foram publicadas novas normativas (Instrução Normativa SEAP/PR nº 21, de 1º de dezembro de 2008 e Instrução Normativa SEAP/PR nº 23, de 1º de dezembro de 2008) que atualizaram e/ou adicionaram, dentre outros aspectos, limites de tamanho de frota, definição de área de pesca permitida, quota anual de captura, restrições de petrecho, limites de captura de fauna acompanhante, rotação espaço-temporal de fundos de pesca e mecanismos de controle e monitoramento.

É fundamental que a exploração dos caranguejos gerionídeos esteja condicionada ao restabelecimento do seu monitoramento por meio de observação a bordo, além da manutenção do Plano de Manejo em vigor.

Pesquisas Necessárias

São necessárias pesquisas sobre a estratificação batimétrica e sobre os movimentos migratórios por sexos e tamanhos, avaliação e/ou atualização dos dados de biomassa dos estoques e potenciais de exploração, seletividade do petrecho de pesca e dinâmica populacional das espécies de caranguejos gerionídeos que ocorrem no Brasil.

Bibliografia

- Canales, C. & Arana, P.M. 2009. Crecimiento, mortalidad y evaluación de la población de cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) explotado en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research, 37(3): 313-326.
- Carvalho, T.B.; Oliveira-Filho, R.R. & Lotufo, T.M.C. 2009. Note on the fisheries and biology of the golden crab (*Chaceon fenneri*) off the northern coast of Brazil. Latin American Journal of Aquatic Research, 37(3): 571-576.
- Defeo, O.; Barea, L.; Niggemeyer, F. & Little, V. 1992. Abundancia, distribución y

- dimensionamiento de la pesquería del cangrejo rojo *Geryon quinquedens* Smith, 1879 en el Atlántico sudoccidental. Informe Técnico N° 38. Instituto Nacional de Pesca, Republica Oriental del Uruguay, pp. 1-72.
- Delgado, E. & Defeo, O. 2004. Sexual maturity in females of deep-sea red crab *Chaceon notialis* (Brachyura, Geryonidae) in the southwestern Atlantic Ocean. *Invertebrate Reproduction and Development*, 46(1): 55-62.
- Domingos, S.S.; Athiê, A.A.R. & Rossi-Wongtschowski, C.L.B. 2007. Diet of *Chaceon notialis* (Decapoda, Brachyura) off the coast of Rio Grande, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(4): 327-329.
- Domingos, S.S.; Athiê, A.A.R. & Rossi-Wongtschowski, C.L.B. 2008. Diet of *Chaceon ramosae* (Decapoda, Brachyura) on the Southern Brazilian Exclusive Economic Zone. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(1): 59-63.
- Ferreira, R.C.P.; Nunes, D.M.; Shinozaki-Mendes, R.A.; Pires, A.M.A. & Hazin, F.H.V. 2016. First record and preliminary information on the biology of the deep-sea African crab, *Chaceon gordonae* (Ingle, 1985) (Brachyura: Geryonidae) in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2): 392-400.
- Haefner, P.A. Jr. 1978. Seasonal aspects of the biology, distribution and relative abundance of the deep-sea red crab *Geryon quinquedens* Smith, in the vicinity of the Norfolk Canyon, western North Atlantic. *Proceedings of the National Shellfisheries Association*, 68: 49-62.
- Haedrich R.L.; Rowe, G.T. & Polloni, P. T. 1975. Zonation and faunal composition of epibenthic populations on the continental slope south of New England. *Journal of Marine Research*, 37: 191-211.
- Haedrich R.L.; Rowe, G.T. & Polloni, P.T. 1980. The megabenthic fauna in the deep sea south of New England, USA. *Marine Biology*, 57: 165-179.
- Hines, A.H. 1990. Commentary on life history and ecology of deep-sea crabs of the family Geryonidae. In: Lindberg, W.J. & Wenner, E.L. (Ed.). *Geryonid crabs and associated continental slope fauna: a research workshop report*. Technical Paper, Florida Sea Grant College, n. 58, p. 36.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2013. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. <<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>>. [Acessado em 24/09/2016].
- Lima, J.H.M.D. & Lima-Branco, R. 1991. Análise das operações de pesca do caranguejo-de-profundidade (*Geryon quinquedens*, Smith, 1879) por barcos japoneses arrendados na região sul do Brasil - 1984/85. *Atlântica*, 13(1): 179-187.
- Manning, R.B.; Tavares, M.S. & Albuquerque, E.F. 1989. *Chaceon ramosae*, a new deep-water crab from Brazil (Crustacea: Decapoda: Geryonidae). *Proc. Biol. Soc. Wash.* 102(3), pp. 646-650.
- Manning, R.B. & Holthuis, L.B. 1989. Two new genera and nine new species of geryonid crabs (Crustacea, Decapoda, Geryonidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 102(1): 50-77.

- Mantelatto, F.L.; Pezzuto, P.R.; Masello, A.; Rossi-Wongtschowski, C.L.B.; Hilsdorf, A.W.S.; Rossi, N. 2014. Molecular analysis of the commercial deep-sea crabs *Chaceon ramosae* and *Chaceon notialis* (Brachyura, Geryonidae) reveals possible cryptic species in the South Atlantic. *Deep-Sea Research I*, 84: 29-37.
- Masello, A. & Defeo, O. 2016. The deep-sea red crab *Chaceon notialis* (Geryonidae) in the southwestern Atlantic Ocean: spatial patterns and long-term effects of fishing. *Fisheries Research*, 183: 254-262.
- Melville-Smith, R. 1989. A growth model for the deep-sea red crab (*Geryon maritae*) off South Africa/Namibia (Decapoda, Brachyura). *Crustaceana* 56(3): 279-292.
- Perez, J.A.A.; Pezzuto, P.R.; Wahrlich, R. & Soares, A.L.D. 2009. Deep-water fisheries in Brazil: history, status and perspectives. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37: 513-541.
- Pezzuto, P.R. & Sant'Ana, R. 2009. Sexual maturity of the deep-sea royal crab *Chaceon ramosae* Manning, Tavares & Albuquerque, 1989 (Brachyura: Geryonidae) in southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37(3): 297-312.
- Pezzuto, P.R.; Perez, J.A.A.; Wahrlich, R.; Vale, W.G. & Lopes, F.R.A. 2002. Análise da pescaria dos caranguejos-de-profundidade no sul do Brasil – Anos 2001-2002. Relatório Final. Ações prioritárias ao desenvolvimento da pesca e aquicultura no sul do Brasil. Convênio Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Universidade do Vale do Itajaí, MAPA/SARC/DPA/03/2001 e MAPA/SARC/DENA COOP/176/2002. Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, pp. 121.
- Pezzuto, P.R.; Perez, J.A.A.; Wahrlich, R.; Sant'ana, R.; Vale, W.G. & Santos, R.C. 2006a. Avaliação de estoque e biologia populacional dos caranguejos-de-profundidade (*Chaceon notialis* e *Chaceon ramosae*) nas regiões sudeste e sul do Brasil. Relatório Técnico apresentado à 4ª Sessão Ordinária do Subcomitê Científico do Comitê Consultivo Permanente de Gestão dos Recursos Demersais de Profundidade (CPG/Demersais) SEAP/PR, Itajaí, SC, 03-05/05/2006. DOC 11 SCC CPG 042006. SEAP/PR, Brasília, 42 pp.
- Pezzuto, P.R.; Perez, J.A.A.; Wahrlich, R. 2006b. O ordenamento das pescarias de caranguejos-de-profundidade (*Chaceon* spp.) (Decapoda: Geryonidae) no sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 32(2): 229-247.
- Rogers, A.D.; Clark, M.R.; Hall-Spencer, J.M. & Gjerde, K.M. 2008. The science behind the guidelines: a scientific guide to the FAO draft International guidelines (December 2007) for the management of deep-sea fisheries in the high seas and examples of how the guidelines may be practically implemented. IUCN, Switzerland, 39 pp.
- Sant'Ana, R. 2008. Reprodução dos caranguejos-de-profundidade *Chaceon ramosae* Manning, Tavares & Albuquerque, 1989 e *Chaceon notialis* Manning & Holthuis, 1989 (Brachyura: Geryonidae) no talude sudeste e sul do Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Oceanografia, Universidade do Vale do Itajaí, SC, 79 p.
- Sant'Ana, R. & Pezzuto, P.R. 2009. Sexual maturity of the deep-sea red crab *Chaceon notialis* Manning & Holthuis, 1989 (Brachyura: Geryonidae) in southern Brazil.

Latin American Journal of Aquatic Research, 37(3): 429-442.

Tavares, M. & Pinheiro, A.P. 2011. A new species of *Chaceon* Manning & Holthuis, 1989, from the southwestern Atlantic, with a key to the western Atlantic species (Crustacea, Decapoda, Geryonidae). Zootaxa 3086: 57–68.

Wigley, R.L.; Theroux, R.B. & Murray, H.E. 1975. Deep-sea red crab, *Geryon quinquedens*, survey off northeastern United States. Marine Fisheries Review, 37(8): 1-21.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Chaceon linsi* Tavares & Pinheiro, 2011**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Chaceon linsi* é uma espécie endêmica registrada no Ceará e Rio Grande do Norte que habita grandes profundidades (provavelmente entre as isóbatas de 400 e 900 m). Houve uma pesca direcionada à espécie entre os anos de 2003 e 2007 que foi abandonada devido às dificuldades operacionais e problemas de mercado. Embora se suponha que seja uma espécie de crescimento lento e elevada longevidade, não foram identificadas ameaças significativas. Portanto, *Chaceon linsi* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Chaceon notialis* Manning & Holthuis, 1989**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Chaceon notialis* se distribui do Rio Grande do Sul à Argentina, sendo registrado em profundidades entre 120 e 1.000 m. No Brasil a extensão de ocorrência da espécie totaliza cerca 30.000 km², sendo parte do total característico, com áreas ocorrendo no Uruguai e Argentina. Houve uma pesca dirigida à espécie no Brasil, encerrada em 2012, que propiciou declínio de 40% da biomassa ao estoque existente no sul do país. Considerando que atualmente a espécie não é capturada no Brasil e que a maior parcela dessa população ocorre na Argentina e Uruguai, onde se mantém a captura, tal ameaça não é evidente. Portanto, *Chaceon notialis* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Chaceon ramosae* Tavares & Albuquerque, 1989**

Categoria e critério da avaliação: NT

Justificativa: *Chaceon ramosae* é uma espécie endêmica do Brasil, distribuindo-se da Bahia ao Rio Grande do Sul, em profundidades entre 300 e 1.100 m. Supõe-se que seja uma espécie com crescimento lento, maturação tardia, reprodução bi-anual e elevada longevidade. Houve uma pesca dirigida à espécie no Brasil que se encerrou em 2006. Por meio de um método de avaliação absoluta de biomassa derivado de dados de pesca (d), foi observado um declínio de abundância de 52 a 56% na área sul (25°S e 31°S) do estoque entre 2000 e 2005 (fase não manejada da pescaria). Uma outra avaliação realizada por índices de abundância relativa (b), estimou queda de 27% na área sudeste (18°S e 25°S). Ponderando-se estas duas avaliações e considerando que a espécie ainda é capturada incidentalmente por outras pescarias, infere-se um declínio no tamanho populacional não muito distante de 50%. A partir de 2005, a pescaria passou a ser regulamentada e, em 2008, foram implementadas novas medidas considerando o cenário de queda de biomassa. Considerando que em três gerações (45 anos) o declínio calculado de acordo com as diferenças de exploração

nas áreas sul e sudeste foi próximo de 50% e que a área de distribuição batimétrica e latitudinal é maior que a área de atuação da frota, *Chaceon ramosae* foi categorizada como Quase Ameaçada (NT), aproximando-se da categoria Vulnerável (VU), pelos critérios A1bd.

Prancha I

***Chaceon linsi* Tavares & Pinheiro, 2011**
Inventário: Holótipo (MZUSP 22287)
Escala: 30 mm
Foto: Tavares & Pinheiro



***Chaceon ramosae* Manning, Tavares & Albuquerque, 1999**
Inventário: Parátipo (MZUSP 9363)
Escala: 50 mm
Foto: Tavares & Pinheiro



***Chaceon notialis* Manning & Holthuis, 1989**
Inventário: Holótipo (USNM 205701)
Escala: 50 mm
Foto: Tavares & Pinheiro

CAPÍTULO 16

AVALIAÇÃO DE *Exhippolysmata oplophoroides* (HOLTHUIS, 1948) (DECAPODA: LYSMATIDAE)

Martin L. Christoffersen

Palavras-chave: *Fauna associada, impacto pesqueiro, plataforma continental, risco de extinção.*

Introdução

Esta espécie foi descrita originalmente como *Hippolysmata oplophoroides* Holthuis, 1948. A família tradicional Hippolytidae foi demonstrada como sendo parafilética (Christoffersen, 1987). Portanto, numa classificação estritamente filogenética, o nome correto da família passou a ser Lysmatidae (Christoffersen, 1990; Baeza, 2009).

Os seguintes nomes comuns foram atribuídos a esta espécie: Mãe do camarão (SP); camarão-espinho, camarão-pimenta, camarão vermelho no nordeste (português); *cock shrimp*, *spine-shrimp*, *redleg humpback shrimp* (inglês); *camarón gallo* (espanhol); *crevette buhotte* (francês).

Distribuição Geográfica

Exhippolysmata oplophoroides é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental dos Estados Unidos (Cape Fear River, Carolina do Norte) até Port Aransas, Texas e da Guiana Inglesa até o Uruguai (Christoffersen, 1982). Existe uma aparente descontinuidade da espécie na região do Caribe até a foz do Rio Amazonas. Ocorre desde águas rasas até 45 m de profundidade, em fundos de lodo e areia. No litoral brasileiro há registros do Amapá ao Rio Grande do Sul. A localidade-tipo é São Paulo.

Habitat e Ecologia

O camarão *E. oplophoroides* em sua maioria habita ambientes de fundo macio (até 45m profundidade) no sudeste do Atlântico Ocidental (Holthuis, 1980; Chacur & Negreiros-Fransozo, 1998; Braga, 2006). A espécie ocorre tanto em fundos de lama (Fausto-Filho, 1978) quanto em fundos de areia (Fausto-Filho, 1979), mas predomina no primeiro tipo de substrato.

Sampaio & Fausto Filho (1984) indicam ocorrência durante apenas parte do ano em Fortaleza, de janeiro a julho, coincidindo com o período chuvoso, com maior frequência em março, abril e maio, onde todos os indivíduos são fêmeas ovígeras.

A espécie *Exhippolysmata oplophoroides* apresenta coloração avermelhada, rostro longo, delgado, curvado para cima, porção dorsal contendo uma crista com nove ou dez dentes próximos e um dente um pouco distante da crista, margem dorsal com um a seis dentes e margem ventral com dez a quatorze dentes (Williams, 1984). Segundo esse mesmo autor, a espécie caracteriza-se pela existência de um espinho dorsal no terceiro segmento abdominal.

A falta de indivíduos masculinos na população amostrada e a predominância de fêmeas portadoras de ovos pode ser consequência da existência de reversão sexual em *E. oplophoroides*, visto que este processo pode ocorrer em outras espécies de carídeos. No entanto, a possibilidade de uma distribuição espacial diferencial entre os sexos não pode ser descartada (Chacur & Negreiros-Fransozo, 1998).

A biologia e ecologia do camarão-espinho *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948) na Região de Ubatuba, Litoral Norte Paulista foi relatada por Braga (2006). Em relação à distribuição temporal na região, observou-se uma alta abundância durante a primavera. Desse modo, a migração dos indivíduos nessa época, possivelmente, está relacionada com a ação da Ação de Convergência do Atlântico Ocidental (ACAS). Os resultados desta pesquisa demonstraram informações consideráveis em relação à abundância da espécie coletada nas três enseadas de Ubatuba, revelando que a distribuição da espécie foi influenciada, principalmente, pela temperatura da água de fundo, pela matéria orgânica e pela granulometria do sedimento. Fransozo et al. (2005) registraram heterogeneidade na distribuição espacial na região de Ubatuba e encontraram picos de ocorrência no verão. A composição, abundância e distribuição ecológica dos crustáceos decápodos do substrato não consolidado da região de Ubatuba (SP) foram analisadas nas enseadas de Ubatumirim e Mar Virado, e suas respectivas ilhas (Ilha das Couves e Ilha do Mar Virado), durante dois anos de amostragem, obtidas em áreas distintas (exposta, protegida, e próxima às ilhas). Dentre os camarões carídeos amostrados durante o estudo, *E. oplophoroides* foi a espécie mais capturada, compreendendo quase 90% do total de indivíduos coletados (Furlan, 2010). Fransozo et al. (2005) relataram que, entre os camarões carídeos que ocorrem ao longo do litoral paulista, o camarão-espinho *E. oplophoroides* é o mais abundante, sendo uma espécie comum em ambientes marinhos de baixa profundidade da costa sudeste brasileira. São

um importante componente da fauna acompanhante de pescas de arrastros de espécies econômicas de camarões em toda a costa brasileira. Em Furlan (2010) a maior abundância de *E. oplophoroides* foi verificada na primavera, devendo-se, provavelmente, à influência da ACAS na região de Ubatuba. Conforme relatado por Fransozo et al. (2005), com a intrusão desta massa de água, os indivíduos se confinariam em áreas menos profundas.

Fransozo et al. (2005, 2009), ao verificarem a distribuição de *E. oplophoroides* e *N. schmitti* em áreas da Enseada de Ubatuba, sugeriram que a distribuição dos indivíduos foi influenciada pela presença de fragmentos biogênicos marinhos e de fragmentos de plantas oriundos da vegetação continental (folhas e gravetos), que podem fornecer proteção contra os predadores. Esses autores acreditam que o material proveniente do continente é o fator chave para explicar a distribuição destes e de outros carídeos na Enseada de Ubatuba. Assim, o que poderia ter influenciado a distribuição, principalmente, de *E. oplophoroides* e *Nematopalaemon schmitti*, e dos demais carídeos amostrados no estudo de Furlan (2010), foi a presença de fragmentos biogênicos marinhos e de fragmentos de plantas provenientes do continente.

Biologia Geral

Morfológicamente, foi verificado que a maioria dos indivíduos possuiu os gonóporos masculino e feminino, exceto indivíduos com tamanho de carapaça (CC) menores que 5,9 mm. De acordo com as características morfológicas externas, é possível inferir que essa espécie se desenvolve primeiro como macho, e com o aumento de tamanho e idade, apresentam características tipicamente femininas, passando, então, para a fase fêmea, evidenciando, assim, um hermafroditismo protândrico. A presença de indivíduos com gônadas imaturas e gônadas desenvolvidas, e de indivíduos com ovos durante todos os meses amostrados, indicam uma elevada capacidade de re-maturação durante o período reprodutivo, confirmando uma reprodução contínua nessa espécie. A amplitude de tamanho do comprimento da carapaça (CC) foi de 4,2 - 5,9 mm para os jovens; 6,0 - 9,0 mm para machos; 6,1 - 16,5 mm para fêmea com ovos; e 9,1 - 15,6 mm para fêmea sem ovos (Braga, 2006).

Baeza et al. (2010) desenvolveram estudo em duas baías, Mar Virado (MV) e Ubatuba (UBA), no litoral norte de São Paulo para determinar a dinâmica populacional, proporção sexual e tamanho na “mudança sexual” desta espécie protândrica hermafrodita simultânea (Nunes et al., 2010). Em geral, a densidade de *E. oplophoroides* durante todo o período de estudo foi baixa, com menos de um camarão por 1.000 m². A abundância não variou entre baías ($F = 1,77$, $df = 1,10$, $P = 0,2134$), mas variou ao longo do período de amostragem ($F = 2,66$, $df = 23,230$, P

= 0,0001). Para este estudo o máximo comprimento encontrado (CL) foi de 15-17 mm, o crescimento foi rápido ($K = 0,16$ e $0,08$, em MV e UBA respectivamente) e um período larval de aproximadamente 76 dias foi encontrado para ambas localidades.

Carneiro(2012) encontrou um declínio populacional acentuado (ultrapassando 2/3 do tamanho da população original) na região de Ubatuba depois de um período de 11 anos. A autora acredita que a queda foi contínua ao longo dos anos e pode estar relacionado à crescente superexploração pesqueira que ocorre na região de Ubatuba para atender a demanda turística pela pesca do camarão comercial. Entretanto, não descarta a possibilidade da queda de abundância estar relacionada a fatores abióticos como mudanças de granulometria do sedimento e do percentual de matéria orgânica.

Em estudo para levantamento de dados básicos sobre a biologia geral de *E. oplophoroides* e, em particular, sua fecundidade na região de Ubatuba (SP), espécimes foram coletados em arrastos (23°S - 45°N). O local onde foram coletados os camarões-espinho recebe pouca influência de águas continentais, tendo em vista que a área está mais sujeita à influência marinha. A fecundidade média obtida foi de 2.742 ± 1.561 ovos, variando de 434 a 5.215 ovos por fêmea por desova e um volume médio dos ovos de $0,015 \pm 0,002$ mm³. A fecundidade aumentou proporcionalmente com o tamanho de *E. oplophoroides*. Não houve registro de machos no período de estudo, sugerindo uma possível existência de reversão sexual na espécie, visto que tal fato é bastante comum em se tratando de camarões carídeos marinhos. A alta porcentagem de fêmeas ovígeras durante todo o ano confirma o fato das espécies tropicais apresentarem reprodução contínua (Chacur & Negreiros-Fransozo, 1998).

Ameaças

A espécie é capturada ao longo de sua distribuição, como fauna acompanhante na pesca do arrasto de camarões, sendo descartada por não apresentar interesse comercial, devido ao seu pequeno tamanho e biomassa. Da mesma forma que outros camarões, sua fragilidade estrutural impede que, após arrastados, sejam devolvidos ao mar ainda vivos. Costumam ser pescados junto com o camarão sete-barbas, em profundidade de menos de 20 m e fundo de lodo (Iwai, 1983).

No nordeste do Brasil, essa espécie é consumida diretamente ou usada em pratos regionais (Holthuis, 1980). É capturada com rede manual ou em pequenas embarcações e barcos de arrastos em águas costeiras (Ramos-Porto et al., 2003), sempre em companhia de *Nematopalaemon schmitti* (Pérez-Farfante, 1978).

A espécie também faz parte da fauna acompanhante do camarão peneídeo *Artemesia longinaris* Bate, 1888, na Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul (Dumont & D'Incao, 2011).

Ações de Conservação

Embora existam indícios de declínio populacional em algumas áreas de pesca, as informações disponíveis não são suficientes para quantificá-lo em toda a extensão de ocorrência da espécie. Portanto, *E. oplophoroides* foi avaliada como tendo Dados Insuficientes (DD) para a avaliação do seu risco de extinção na avaliação 2010-2014. Não foi avaliada no IUCN (2012).

Pesquisas Necessárias

Não existem ações de conservação direcionadas para esta espécie. Pode ser beneficiado com os defesos de camarão. Provavelmente ocorre em unidades de conservação costeiras, o que aumenta a premência do seu estudo. Um monitoramento da fauna incidental nas pescarias de camarões traria informações adicionais importantes acerca da biologia e ecologia da espécie.

Bibliografia

- Baeza, J.A. 2009. Protandric simultaneous hermaphroditism is a conserved trait in *Lysmata* (Caridea: Lysmatidae): Implications for the evolution of hermaphroditism in the genus. *Smithsonian Contributions to Marine Biology*, 38: 95-110.
- Baeza, J.A.; Braga, A.A.; López-Greco, L.S.; Perez, E.; Negreiros-Fransozo, M.L. & Fransozo, A. 2010. Population dynamics, sex ration and size at sex change in a protandric simultaneous hermaphrodite, the spiny shrimp *Exhippolysmata oplophoroides*. *Marine Biology*, 157: 2643-2653.
- Bond-Buckup, G. & Buckup, L. 1999. Caridea (pitos camarões de água doce e marinhas). In: Os crustáceos do Rio Grande do Sul. eds Buckup L. & G. Bond-Buckup, p. 300-318. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Boos, H.; Buckup, G.B.; Buckup, L.; Araujo, P.B.; Magalhães, C.; Almerão, M.P.; Santos, R.A. & Mantelatto F.L. 2012. Checklist of the Crustacea from the State of Santa Catarina, Brazil. *Check List* 8(6): 1020-1046.
- Braga, A.A. 2006. Biologia e Ecologia do camarão-espinho *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948) (Caridea: Alpheoidea: Hippolytidae) na Região de Ubatuba, Litoral Norte Paulista. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, Brasil.
- Braga, A.A.; Greco, L.S.L.; Santos, D.C. & Fransozo, A. 2009. Morphological Evidence for Protandric Simultaneous hermaphroditism in the caridean *Exhippolysmata oplophoroides*. *Journal of Crustacean Biology*, 29(1): 34-41.
- Branco, J.O. & Fracasso, H.A.A. 2004. Ocorrência e abundância da carcinofauna

- acompanhante na pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* Heller) (Crustacea, Decapoda), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 295-301.
- Carneiro, A.P. 2012. *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948) e *Nematopalaemon schmitti* (Holthuis, 1950) (Decapoda: Pleocyemata): Dinâmica populacional em dois períodos distintos com um intervalo de onze anos na Enseada de Ubatuba, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado, UESP, Botucatu, 94 pp.
- Castro, R.H.; Costa, R.C.; Fransozo, A. & Mantelatto, F.L.M. 2005. Population structure of seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea) in the littoral of São Paulo, Brazil. *Scientia Marina*, 69: 105-112.
- Chacur, M.M. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1998. Aspectos biológicos do camarão-espinho *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948) (Crustacea, Caridea, Hippolytidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 59(1): 173-181.
- Christoffersen, M.L. 1987. Phylogenetic relationships of hippolytid genera, with an assignment of new families for the Crangonoidea and Alpheoidea (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Cladistics*, 3(4): 348-362.
- Christoffersen, M.L. 1990. A new superfamily classification of the Caridea (Crustacea: Pleocyemata) based on phylogenetic pattern. *Zeitschrift für Zoologische und Systematische Evolutionsforschung*, 28(2): 94-106.
- Christoffersen, M.L. 1992. Distribution of warm water alpheoid shrimp (Crustacea, caridea) on the continental shelf of eastern South America between 23° and 35° Lat. S. *Boletim do Instituto Oceanográfico, S. Paulo*, 31(1): 93-112.
- Christoffersen, M.L. 1998. Malacostraca. Eucarida. Caridea. Crangonoidea and Alpheoidea (Except Glyphocrangonidae and Crangonidae). In: Young, P.S. (ed.). *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 351-372. (Série Livros n. 6).
- Dumont, L.F.C. & D'Incao, F. 2011. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, Southern Brazil: Effects of different rainfall. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(5): 1059-1072.
- Fausto-Filho, J. 1978. Crustáceos estomatópodos e decápodos dos substratos de lama do Nordeste Brasileiro. *Arquivos de Ciências do Mar*, 18(1/2): 63-71.
- Fausto-Filho, J. 1979. Crustáceos estomatópodos e decápodos dos substratos de areia do Nordeste Brasileiro. *Arquivos de Ciências do Mar*, 19(1/2): 45-56.
- Fransozo, V.; Costa, R.C.; Bertini, G. & Cobo, V.J. 2005. Population biology of spine shrimp *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis) (Caridea, Hippolytidae) in a subtropical region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 1078-1084.
- Fransozo, V.; Castilho, A.L.; Freire, F.A.M.; Furlan, M.; Almeida, A.C.; Teixeira, G.M. & Baeza, J.A. 2009. Spatial and temporal distribution of the shrimp *Nematopalaemon schmitti* (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) at a subtropical enclosed bay in South America. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(8): 1581-1587.
- Fransozo, V.; Costa, R.; Bertini, G. & Cobo, V.J. 2005. Population biology of spine shrimp

- Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis) (Caridea, Hippolytidae) in a subtropical region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 1078-1084.
- Furlan, M. 2010. Crustáceos Decápodes do substrato não consolidado da região de Ubatuba (SP): composição, abundância e distribuição ecológica. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Botucatu.
- Holthuis, L.B. 1980. Shrimps and prawns of the world: an annotated catalogue of species of interest to Fisheries. In: FAO Species Catalogue. FAO Fisheries Synopsis, 1(125): 1-270.
- Holthuis, L.B. 1991. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. FAO species catalogue 13(125). FAO, Rome.
- Iwai, M. 1983. O camarão no Centro Sul do Brasil. São Paulo: Superintendência do Desenvolvimento do Litoral Paulista. IO-USP. São Paulo, 71p.
- IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. www.iucnredlist.org. [Acesso em 24 setembro 2016].
- Mantelatto, F.L.M. & Fransozo, A. 1999. Reproductive biology and moulting cycle of the crab *Callinectes ornatus* (Decapoda, Portunidae) from the Ubatuba region, São Paulo, Brazil. *Crustaceana*, 72(1): 63-76.
- Negreiros-Fransozo, M.L.; González-Gordillo, J.I. & Fransozo, A. 2002. First larval stage of *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948) (Decapoda, Caridea, Hippolytidae) obtained in laboratory. *Nauplius*, 10(1), 67-71.
- Nunes, E.T.; Braga, A.A.; Santos, D.C. & Camargo-Mathias, M.I. 2010. Citodifferentiation during spermatogenesis of the hermaphrodite Caridea *Exhippolysmata oplophoroides*. *Micron*, 41: 585-591.
- Pérez-Farfante, I. 1978. Shrimps and prawns. In: FAO species identification sheets for fishery purposes, vol. 6. (ed.) W. Fischer. Rome: FAO, p. 2-21.
- Ramos-Porto, M.; Muniz, P.M.; Silva, K.C.A.; Cintra, I.H.A. & Viana, G.F.S. 2003. Camarões da subordem Pleocyemata Burkenroad, 1963 capturadas durante pescarias experimentais para o Programa REVIZEE/NORTE (Crustacea Decapoda). *Boletim Técnico Científico CEPNOR*, Belém, 31: 77-103.
- Reigada, A.L.D.; Sant'anna, B.S.; Zangrande, C.M. & Costa, R.C. 2006. Macrocrustaceans of non-consolidated sublittoral of the São Vicente Estuarine Bay Complex, São Paulo State, Brazil. *Check List*, 2(3): 84-88.
- Sampaio C.M.S. & Fausto-Filho, J. 1984. Considerações sobre a bioecologia dos crustáceos decápodos da Enseada de Mucuripe (Fortaleza, Ceará, Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar*, 23: 11-24.
- Tavares, M. 2002. Shrimps. In *The living marine resources of the western central Atlantic*. Volume 1. (ed.) K. E. Carpenter. Rome: FAO. p. 251-291.
- Vasconcellos, M. & Gasalla, M.A. 2001. Fisheries catches and the carrying capacity of marine ecosystems in southern Brazil. *Fisheries Research*, 50: 279-295.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida. Washington: Smithsonian Institution Press, 550p.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBioDisponível em www.icmbio.gov.br/cepsul***Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948)****Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Exhippolysmata oplophoroides* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental dos Estados Unidos até o Uruguai, ocorrendo desde águas rasas até 45 m de profundidade em fundos de lodo e areia. No litoral brasileiro há registros do Amapá ao Rio Grande do Sul. A espécie é capturada ao longo de sua distribuição, como fauna acompanhante na pesca do arrasto de camarões, sendo descartada por não apresentar interesse comercial, devido ao seu pequeno tamanho e biomassa. Da mesma forma que outros camarões, sua fragilidade estrutural impede que, após arrastados, sejam devolvidos ao mar ainda vivos. Embora existam indícios de declínio populacional em algumas áreas de pesca, as informações disponíveis não são suficientes para quantificá-lo em toda a extensão de ocorrência da espécie. Portanto, *E. oplophoroides* foi avaliada como Dados Insuficientes (DD).

Prancha I



***Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948)**
Foto: J. Antonio Baeza

CAPÍTULO 17

AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO *Stenorhynchus seticornis* (HERBST, 1788) (DECAPODA: INACHOIDIDAE)

Luis Ernesto A. Bezerra & Paulo Pachelle

Palavras-chave: ameaça, caranguejo-aranha, extinção, impacto, Inachoididae.

Introdução

A família Inachoididae Dana, 1851, atualmente é composta por 44 espécies viventes, divididas em 12 gêneros com uma subfamília: *Aepinus* Rathbun, 1897; *Anasimus* A. Milne Edwards, 1880; *Arachnopsis* Stimpson, 1871; *Batrachonotus* Stimpson, 1871; *Collodes* Stimpson, 1860; *Euprognatha* Stimpson, 1871; *Inachoides* A. Milne Edwards & Lucas, 1842; *Leurocyclus* Rathbun, 1897; *Paradasygyius* Garth, 1958; *Paulita* Guinot, 2012, *Pyromaia* Stimpson, 1871; Subfamília Stenorhynchinae Dana, 1851, com o gênero *Stenorhynchus* Lamarck, 1818 (Guinot, 2012).

O gênero *Stenorhynchus* é formado por quatro espécies viventes e uma fóssil, sendo por muito tempo considerado como membro da família Inachidae MacLeay, 1838. Contudo, recentemente foi transferido para a família Inachoididae por apresentar características morfológicas típicas dos demais gêneros da família (Guinot, 2012), como esternitos torácicos 5-8 ultrapassando as margens laterais da carapaça, machos com somitos abdominais 1 e 2 integrados ao cefalotórax, e fêmeas com somitos abdominais 1-4, e parte do 5, ultrapassando as margens laterais da carapaça, visíveis dorsalmente.

Todavia, *Stenorhynchus* apresenta características únicas em relação aos Inachoididae, tais como rostro longo e não dividido (mais longo que a carapaça), carapaça estreita e não esculpida, e pleuritos pequenos e estreitos, enquanto que nos demais inachoidídeos o rostro é relativamente curto, largo e triangular, a carapaça é larga e ornamentada, e os pleuritos são expandidos e salientes (Guinot, 2012). O gênero *Stenorhynchus* também é caracterizado pela ausência de cavidade orbital, apresentando assim olhos desprotegidos, além de possuir um pequeno espinho pós-ocular na região do “pescoço”, distante do pedúnculo ocular. Em contraste, os olhos nos demais inachoidídeos são parcialmente protegidos por um processo

pós-ocular. Essas diferenças levaram Guinot (2012) a propor a ressurreição da subfamília *Stenorhynchinae* para abrigar o gênero *Stenorhynchus*.

Outro aspecto que corrobora a inserção de *Stenorhynchus* aos Inachoididae é a ausência de comportamento decorativo, presente nos Inachidae. A região dorsal da carapaça dos Inachidae apresenta cerdas em forma de gancho que permitem ancorar objetos como algas e detrito à superfície da carapaça, auxiliando na camuflagem com o substrato (Wicksten, 1993). Em contraste, a carapaça das espécies de *Stenorhynchus* é lisa, por exemplo, não existindo comportamento decorativo, fortalecendo a hipótese de proximidade com os membros de Inachoididae, onde esse comportamento é ausente (Guinot, 2012).

A família Inachoididae pode ser considerada como uma família do Novo Mundo, com distribuição restrita às costas atlântica e pacífica das Américas. A única exceção é a espécie *Pyromaia tuberculata* (Lockington, 1876), nativa da costa pacífica da América do Norte, que invadiu e se estabeleceu em diferentes regiões do planeta, tais como Japão, Austrália e Nova Zelândia (Sakai, 1976; Morgan, 1990). A inclusão de *Stenorhynchus* em Inachoididae também é uma exceção a este padrão, pois o gênero apresenta espécies que também ocorrem no Atlântico Oriental (ver abaixo). A distribuição das quatro espécies de *Stenorhynchus* incluem o Pacífico Oriental [do Golfo da Califórnia até o Chile, incluindo as Ilhas Galápagos e o Atol de Clipperton para a espécie *S. debilis* (Smith, 1871)]; o Atlântico Oriental [da costa do Saara até Angola, incluindo as Ilhas da Madeira, Canárias e Cabo Verde para a espécie *S. laceolatus* (Brullé, 1837)]; e o Atlântico Ocidental (Golfo do México, Antilhas e Suriname para a espécie *S. yangi* Goeke, 1989); e da Carolina do Norte até a Argentina para *S. seticornis* (Guinot, 2012).

Distribuição Geográfica

A espécie ocorre no Atlântico Ocidental – Carolina do Norte até a Flórida (EUA), Golfo do México, Antilhas, norte da América do Sul, Brasil (Amapá até o Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina (Coelho et al., 2008).

Habitat e Ecologia

Stenorhynchus seticornis é popularmente conhecido como caranguejo-aranha ou caranguejo-seta. Possui hábitos noturnos, é onívoro, e se distribui da zona entremarés até 90 m de profundidade, podendo alcançar até 135 m (Williams, 1984). É comumente encontrado no infralitoral rochoso ao longo da costa brasileira, especialmente em pilares de atracadouros, onde se refugia em meio a invertebrados, tais como corais, gorgônias, esponjas, ouriços, etc. (Guinot, 2012).

Nas Bahamas, Schriever (1978) reportou que 68% dos exemplares de *S. seticornis* foram encontrados associados a anêmonas e crinóideos.

Em Tobago, é frequentemente encontrado associado ao ouriço-do-mar de espinhos longos *Diadema antillarum* (Philippi, 1845) (Echinodermata: Diadematidae), onde os longos e venenosos espinhos do ouriço provêm proteção extra ao caranguejo (Hayes, 2007; Hayes et al., 1998). Indivíduos de *S. seticornis* já foram observados interagindo com a anêmona-do-mar *Condylactis gigantea* (Weinland, 1860) (Cnidaria: Actiniidae), usando-as para proteção contra predadores (Williams, 1984; Wirtz et al., 2009).

Medeiros et al. (2011), reportaram *S. seticornis* apresentando comportamento de limpeza ("cleaning behavior") em quatro espécies de peixes recifais na Baía de Todos-os-Santos, Salvador, Brasil. O processo de limpeza demorou de quatro a dez minutos, e nenhum tipo de comportamento agressivo foi registrado por parte dos peixes. Esse mesmo comportamento já havia sido registrado em aquário para as espécies de peixe *Epinephelus adscensionis* (Osbeck, 1765) e *Mycteroperca acutirostris* (Valenciennes, 1828), mas com este último devorando o caranguejo após o processo de limpeza.

Em *S. seticornis* não foi registrado nenhum tipo de comportamento decorador, onde o caranguejo prende pedaços de organismos marinhos tais como algas e esponjas na carapaça para servir de camuflagem contra predadores. Esse tipo de comportamento está presente em várias famílias de braquiúros, e é típico de caranguejos da família Inachidae (Wicksten, 1993; Guinot & Wicksten, 2015). Contudo, em aquário, *S. seticornis* foi observado andando ou parado com as patas abertas sob fortes correntes, permitindo que as cerdas dos pereópodos capturassem passivamente partículas para posterior consumo (Barr, 1975).

Biologia Geral

Os estudos populacionais sobre *Stenorhynchus seticornis* no Brasil limitam-se à região sudeste, especificamente no litoral do estado de São Paulo. A estrutura populacional da espécie foi bem estudada na Ilha das Couves (Ubatuba) (Okamori & Cobo, 2003; Teixeira, 2010). De acordo com esses estudos, a estrutura da população consiste de machos maduros, fêmeas ovígeras e juvenis ao longo de todo o ano, com largura da carapaça variando entre 2,2 e 14,9 mm em ambos os sexos. A razão sexual varia com a idade, onde o número de machos é maior entre os indivíduos jovens, mas menor entre os indivíduos adultos.

A taxa de fêmeas ovígeras é de pouco mais de 70%, com tamanho médio de LC de $9,24 \pm 1,52$ mm, com o número de ovos variando de 69 a 1850 ovos e fecundidade equivalente a $621,1 \pm 339,6$ ovos em estágio inicial de desenvolvimento e diâmetro médio de $0,48 \pm 0,1$ mm. Já a fecundidade média para fêmeas carregando ovos no estágio final de desenvolvimento foi de $474 \pm 236,7$ ovos, com diâmetro médio de

0,57 ± 0,1 mm (Okamori & Cobo, 2003).

A produção de ovos aparentemente é constante ao longo do ano, sem sofrer influência significativa dos fatores ambientais (Okamori & Cobo, 2003). *Stenorhynchus seticornis* apresenta um raro caso entre os baquiúros onde as fêmeas carregando ovos ocorrem ao longo do ano e a cópula frequentemente envolve fêmeas ovíferas (Barr, 1975; Cobo, 2002). Além disso, apresentam interessantes características relacionadas à aquisição da maturidade sexual, uma vez que ela só é alcançada após a muda terminal (Hartnoll, 1963). Desta forma, espécimes maduros não podem crescer, e suas distribuições em tamanho podem depender de fatores que influenciam o crescimento, sobrevivência e maturação dos juvenis (Hartnoll et al., 1993).

Stenorhynchus seticornis produz ovos grandes em pequenas porções, uma estratégia que é diretamente relacionada ao tipo de desenvolvimento larval. Choy (1988) argumenta que ovos grandes garantem um longo período de incubação e provem reservas alimentares para a larva, reduzindo assim a mortalidade larval.

Os valores de LC_{50} (largura da carapaça na qual 50% dos indivíduos estão maduros) são equivalentes a 9,8 mm para machos e 7,8 mm para fêmeas, indicando que os machos tendem a tornar-se maduros mais tarde do que as fêmeas. As diferenças nos valores de LC_{50} , e na razão sexual entre indivíduos jovens e adultos mostram a existência de dimorfismo sexual relacionado ao tamanho, e que ocorre competição por fêmeas entre os machos adultos, como observado em outros grupos de Majoidea (Teixeira, 2010).

Na Ilha Anchieta (Ubatuba), a espécie constitui uma população frequente no infralitoral rochoso/arenoso, onde foram coletados 29 indivíduos (de 118 espécimes coletados de oito espécies), presentes entre outubro e maio, sendo considerada uma espécie constante (Mantelatto et al., 2004). Num estudo comparativo entre as regiões de Caraguatatuba e Ubatuba, Braga et al. (2005) coletaram apenas um exemplar, oriundo de Caraguatatuba. Contudo o baixo número pode ser resultado do tipo de amostragem utilizado (dragagem).

No Arquipélago de Vitória (SP) um total de 3.084 indivíduos foram capturados, totalizando 42 espécies, 28 gêneros e 12 famílias, sendo que *Mithraculus forceps* (1528) e *Stenorhynchus seticornis* (407) representaram mais que 60% das amostras (Alves, 2009).

Giraldes et al. (2012), registraram a espécie como comum e pouco abundante para os recifes de Porto de Galinhas (PE), principalmente em áreas semiabertas e abertas, estando ausentes em áreas confinadas do recife.

Ameaças

A espécie é explorada intensamente para fins de aquarofilia no Brasil (Gasparini et al., 2005).

Ações de Conservação

Não há medidas de conservação voltadas a esta espécie no Brasil.

Pesquisas Necessárias

Estudos sobre a biologia básica e ecologia da espécie *S. seticornis* são restritos ao litoral sudeste do Brasil, sendo, portanto, necessário o desenvolvimento, em caráter de emergência, de quaisquer estudos que esclareçam aspectos da sua biologia e ecologia nas áreas de ocorrência da espécie ao longo do litoral brasileiro, especialmente naquelas onde a espécie é capturada para fins ornamentais, como no nordeste do Brasil.

Bibliografia

- Alves, D.F.R. 2009. Estrutura e dinâmica da comunidade de caranguejos braquiúros e porcelanídeos (Crustacea, Decapoda) do sublitoral consolidado da região da Ilha da Vitória, Ilhabela, Litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Campus Botucatu. 141p.
- Barr, L. 1975. Biology and behavior of the arrow crab, *Stenorhynchus seticornis* (Herbst) in Lameshur Bay, St. John, Virgin Islands. In: Earle, S.A. & Lavenberg, R.J. (Eds), Results of the Tektite Program: Coral reef Invertebrates and Plants. Science Bulletin, Natural History Museum of Los Angeles County, 20: 47-56.
- Braga, A.A.; Fransozo, A.; Bertini, G. & Fumis, P.B. 2005. Composição e abundância dos caranguejos (Decapoda, Brachyura) nas regiões de Ubatuba e Caraguatatuba, litoral norte paulista, Brasil. Biota Neotropica, 5(2): 1-34.
- Choy, S.C. 1998. Reproductive biology of *Liocarcinus puber* and *L. holsatus* (Decapoda, Brachyura, Portunidae) from the Grower Peninsula, South Wales. Marine Ecology, 9(3): 227-291.
- Cobo, V.J. 2002. Breeding period of the arrow crab *Stenorhynchus seticornis* from Couves Island, southeastern Brazilian coast. Journal of the Marine Biological Association of the UK, 82(06): 1031-1032.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E.A. 2008. Checklist of the marine and estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. Zootaxa, 1956: 1-58.
- Gasparini, J.L.; Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L. & Sazima, I. 2005. Marine ornamental trade in Brazil. Biodiversity and Conservation, 14: 2883-2899.

- Giraldes, B.W.; Coelho-Filho, P.A. & Coelho, P.A. 2012. Composition and spatial distribution of subtidal Decapoda on the “Reef Coast”, northeastern Brazil, evaluated through a low-impact visual census technique. *Nauplius*, 20(1): 187-201.
- Guinot, D. 2012. Remarks on Ibachoididae Dana, 1851, with the description of a new genus and the resurrection of *Sternorhynchinar* Dana, 1851, and recognition of the inachid subfamily *Podochelinae* Neumann, 1878 (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Majoidea). *Zootaxa*, 3416: 22-40.
- Guinot, D. & Wicksten, M.K. 2015. Camouflage: carrying behavior, decoration behavior, and other modalities of concealment in Brachyura. In: Castro, P., Davie, P.J.F., Guinot, D., Schram, F. & Von Vaupel Klein, C. (Eds.), *Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology – The Crustacea, complementary to the volumes translated from the French of the Traité de Zoologie*, 9(C) (I), Decapoda: Brachyura (Part 2), 583-638.
- Hartnoll, R.G. 1963. The biology of Manx spider crabs. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 141: 423-496.
- Hartnoll, R.G.; Bryant, A.D. & Gould, P. 1993. Size distribution in spider crab population – spatial and temporal variation. *Journal of Crustacean Biology*, 13(4): 647-655.
- Hayes, F.E. 2007. Decapod crustaceans associating with the sea urchin *Diadema antillarum* in the Virgin Islands. *Nauplius*, 15(2): 81-85.
- Hayes, F.E.; Joseph, V.L.; Gurley, H.S. & Wong, B.Y.Y. 1998. Selection by two decapod crabs (*Percnon gibbesi* and *Stenorhynchus seticornis*) associating with an urchin (*Diadema antillarum*) at Tobago, West Indies. *Bulletin of Marine Science*, 63(1): 241-247.
- IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. www.iucnredlist.org. [Acessado em 24/09/2016].
- Mantelatto, F.L.M. & Dias, L.L. 1999. Extension of the known distribution of *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) (Decapoda, Portunidae) along the western tropical south Atlantic. *Crustaceana*, 72(6): 617-620.
- Mantelatto, F.L.; Faria, F.C.R.; Biagi, R. & Melo, G.A.S. 2004. Majoid crabs community (Crustacea: Decapoda) from infralittoral rocky/sandy bottom of Anchieta Island, Ubatuba. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47: 273-279.
- Medeiros, D.V.; Nunes, J.A.C.C.; Reis-Filho, J.A. & Sampaio, C.L.S. 2011. Yellowline arrow crab (Brachyura Majidae) acting as cleaner of reef fish, north-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 4: 1-3.
- Morgan, G. 1990. An introduced eastern Pacific majid crab from Cockburn Sound, southwestern Australia. *Crustaceana*, 58: 316-317.
- Okamori, C.M. & Cobo, V.J. 2003. Fecundity of the arrow crab *Stenorhynchus seticornis* in the southern Brazilian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83(05): 979-980.
- Sakai, T. 1976. Crabs of Japan and the Adjacent Seas. Kodansha, Tokyo. 1-773.
- Schriever, G. 1978. In situ observations on the behaviour and biology of the tropical

- spider crab *Stenorhynchus seticornis* Herbst (Crustacea, Decapoda, Brachyura), 297-302. In: D.S. Mclusky & A.J. Berry, eds. Physiology and behaviour of marine organisms. Proceedings of the 12th European Symposium of Marine Biology, Pergamon Press, Oxford, England. 388p.
- Teixeira, G.M. 2010. Dinâmica populacional de caranguejos marinhos (Crustacea, Decapoda, Brachyura) do sudeste Brasil. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Campus Botucatu. 102p.
- Wicksten, M.K. 1993. A review and a model of decorating behavior in spider crabs (Decapoda, Brachyura, Majidae). *Crustaceana*, 64(3): 314-325.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, Lobsters and Crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, 550p.
- Wirtz, P.; Melo, G.A.S. & De Grave, S. 2009. Symbioses of decapod crustaceans along the coast of Espírito Santo, Brazil. *Marine Biodiversity Records* 2, e162, published on-line.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBioDisponível em www.icmbio.gov.br/cepsul***Stenorhynchus seticornis* (Herbst, 1788)****Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Stenorhynchus seticornis* (Herbst, 1788) foi avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie distribui-se no Atlântico Ocidental, da Carolina do Norte, Flórida, Golfo do México, Antilhas, Colômbia, Venezuela, Guianas, Brasil (Amapá até Rio Grande do Sul, incluindo bancos da Cadeia Norte), Uruguai e Argentina. Habita o infralitoral rochoso ao longo da costa brasileira, zona do entremarés até 135 m. A espécie é onívora e de hábitos noturnos. É explorada intensamente para fins de aquarioria no Brasil. Entretanto, sua reprodução contínua com elevado percentual mensal de fêmeas ovígeras e desenvolvimento larval constituído de apenas três fases larvais, tornam esse impacto menos relevante. Desta forma a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



Stenorhynchus seticornis (Herbst, 1788)
Foto: Thomas W. Doepner

CAPÍTULO 18

AVALIAÇÃO DOS LAGOSTINS (DECAPODA: NEPHROPIDAE)

William Santana, Paulo R. Pezzuto, Michelle Molleberg & Laira Lianos

Palavras-chave: *ameaça, Astacidea, extinção, impacto, Nephropoidea.*

Introdução

As espécies da família Nephropidae Dana, 1852, são comumente conhecidas como lagostins ou lagostas de pinças. Seus representantes ocupam todos os oceanos e estão tradicionalmente divididos em três subfamílias: Neophoberinae, Nephropinae e Thymopinae (Holthuis, 1991), com 19 gêneros e 143 espécies, incluindo atuais e fósseis (De Grave, 2009). Contudo, hipóteses filogenéticas baseadas em dados moleculares apontam para a parafilia destas subfamílias (Tam & Kornfield, 1998; Tshudy et al., 2009).

Espécies desta família são encontradas majoritariamente no Indo-Pacífico em fundos lamosos ou arenosos, de 50 a 1.000 m de profundidade, podendo apresentar distribuição gregária de indivíduos (Holthuis, 1991; Wicksten & Packard, 2005; Chan et al., 2009).

Ao longo da costa brasileira são conhecidas seis espécies dessa família: *Acanthacaris caeca* (A. Milne-Edwards, 1881); *Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903); *Nephropsis aculeata* Smith, 1881; *Nephropsis agassizii* A. Milne-Edwards, 1880; *Nephropsis neglecta* Holthuis, 1974; e *Nephropsis rosea* Bate, 1888 (Tavares, 1998; Dall’Occo et al., 2007). Dentre as espécies de Nephropidae no Brasil, *M. rubellus* destaca-se pela grande importância na pesca comercial, com maior esforço pesqueiro situado ao longo da costa sudeste e sul do país (Williams, 1986; Dall’Occo et al., 2007).

Distribuição Geográfica

Dentre as espécies de Nephropidae que ocorrem no Brasil, *Acanthacaris caeca*

pode ser encontrada desde a Flórida, Golfo do México, Mar do Caribe até o Brasil (Amapá, Pará e Bahia) (Holthuis, 1991; Wicksten & Packard, 2005; Serejo et al., 2007; Silva et al., 2013). *Metanephrops rubellus* é encontrada no Atlântico Ocidental, ao longo da costa leste da América do Sul entre 23°S no Rio de Janeiro, Brasil e 38° S em Buenos Aires, Argentina (Holthuis, 1991; Dall’Occo et al., 2007). *Nephropsis aculeata* apresenta área de ocorrência no Atlântico Ocidental desde a costa dos Estados Unidos (Nova Jersey), Bermudas, incluindo todo o Golfo do México, Mar do Caribe, Guiana Francesa, Suriname e Brasil (Pará, Amapá, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo) (Holthuis, 1991; Silva et al., 2013; Alves-Junior et al., 2016). Já *Nephropsis agassizii* possui distribuição similar à *N. aculeata*, sendo encontrada em águas profundas do Atlântico Ocidental, nas Bahamas, Golfo do México, Mar do Caribe, Tobago e no Brasil, na Bacia Potiguar e nos estados da Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo (Holthuis, 1991; Dall’Occo et al., 2007; Serejo et al., 2007; Alves-Junior et al., 2016). *Nephropsis rosea*, por sua vez, pode ser encontrada desde Bermudas (32°N) até o norte da América do Sul (Guiana, 7°N), incluindo as ilhas das Bahamas, Golfo do México, Mar do Caribe e Brasil (Amapá, Bahia e Espírito Santo) (Holthuis, 1991; Dall’Occo et al., 2007; Serejo et al., 2007; Alves-Junior et al., 2016).

Habitat e Ecologia

Os lagostins da família Nephropidae constituem um grupo diversificado com algumas espécies de alto valor comercial e rico registro fóssil, o que permite estimar as origens e diversificação das suas principais linhagens evolutivas. Apesar das espécies possuírem um plano corporal semelhante, elas podem ser encontradas em diferentes habitats, desde águas rasas até grandes profundidades, se abrindo em tocas, fundos lamosos ou substratos rochosos de ambientes marinhos (Bracken-Grissom et al., 2014).

Dentre as espécies da família Nephropidae analisadas, *Acanthacaris caeca* pode ser encontrada em tocas em substratos inconsolidados lamosos. Essa espécie escava grandes túneis em forma de cratera, com rampa de entrada ampla, que leva ao túnel estreito com uma saída menor (Messing et al., 2006). Ocorre em profundidades entre 293 e 878 m, porém são mais comuns entre 500 e 825 m. No Brasil, foram encontrados dois exemplares capturados durante cruzeiro de prospecção no estado do Amapá, o que ampliou a batimetria de ocorrência da espécie para 187 m (Silva et al., 2003, 2007).

Metanephrops rubellus habita águas entre 50 e 270 m de profundidade e, preferencialmente, está associada a substratos de areia ou lama, onde escava suas tocas com 25 a 30 cm de profundidade para servir de abrigo, de onde saem apenas para alimentação e cópula (Rebelo-Neto, 1986; Severino-Rodrigues et al., 2007, 2016). Essa espécie possui exigências quanto às condições de massas de água batial, sendo estenotérmica e estenohalina (Oliveira, 1986), com preferência por

temperaturas de fundo entre 12,5 a 21,5°C durante as estações do ano (Rebelo-Neto, 1986). Alimenta-se de pequenos moluscos, outros crustáceos, pedaços de peixes, além de matéria em decomposição e bio-detritos e existem evidências de que se alimentam mais ativamente na primavera e início de verão. A reprodução pode levar de quatro e cinco meses e os ovos, assim como os demais Pleocyemata, ficam fixos aos pleópodos até a sua eclosão (Oliveira, 1986; Rebelo-Neto, 1986).

Nephropsis aculeata pode ser encontrada em substratos lamosos ou arenosos, em profundidades que variam de 130 a 830 m, principalmente nas isóbatas de 200 a 600 m, com ocorrência em zonas de transição de plataforma de declive no Golfo do México entre 200 e 500 m (Holthuis, 1991; Wicksten & Packard, 2005). Na costa brasileira, durante expedições no Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo, foram encontrados indivíduos dessa espécie de 140 a 820 m de profundidade. No Pará e Amapá também foram registrados quatro indivíduos entre 200 e 1000 m de profundidade em fundos de cascalho e areia lamosa (Serejo et al., 2007; Silva et al., 2013).

Nephropsis agassizii e *Nephropsis rosea* ocorrem em alto mar, preferencialmente em substratos de lama ou areia fina (Holthuis, 1991). Ambas espécies foram coletadas em águas brasileiras em profundidades de 580 a 2.900 m, na plataforma dos estados da Bahia até São Paulo (Serejo et al., 2007). Já na região norte do Brasil (Pará e Amapá), *Nephropsis rosea* foi encontrada entre 41 e 626 m de profundidade (Silva et al., 2013).

Biologia Geral

Os lagostins da família Nephropidae são muito abundantes na costa caribenha e, apesar de algumas espécies possuírem alto valor comercial, as informações na literatura acerca da sua tendência populacional são escassas. *Acanthacaris caeca*, *Nephropsis aculeata*, *N. agassizii* e *N. rosea* são espécies pouco frequentes no Brasil, com baixa densidade e aparições esporádicas durante operações exploratórias (Silva et al., 2003, 2007, 2013; Tavares, 2002). Contudo, são obtidas em quantidades consideráveis em explorações no Caribe, com algumas espécies podendo atingir até 40kg/h como é o caso de *Nephropsis aculeata* (Holthuis, 1991; Tavares, 2002). A tendência populacional para essas espécies é desconhecida (Chan, 2011; Wahle, 2011a,b,c).

Metanephrops rubellus é a espécie com maior representatividade econômica no Brasil. Esse lagostim é comumente pescado pela frota industrial de arrasto duplo que tem como alvos principais os camarões *Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis*, e que opera do norte do Rio de Janeiro até o sul do Rio Grande do Sul (Perez & Pezzuto, 1998, 2006). Com a diminuição das capturas das espécies de camarão, a frota camaroeira passou a atuar com maior intensidade sobre *M. rubellus*, porém as quantidades desembarcadas apresentam oscilações consideráveis. No ano de 1998

a produção foi de 900 kg e em 2007 foi de 106.751 kg. Já no estado de Santa Catarina os desembarques desta espécie entre os anos de 2000 a 2010 corresponderam a um total de 662.145 kg (GEP, 2013).

Indivíduos de *M. rubellus* capturados por frotas dirigidas ao camarão rosa e que desembarcaram no Guarujá, SP, no período de setembro de 2006 a outubro de 2007, apresentaram comprimento total que variou entre 76,4 a 192 mm para machos e 71,3 a 177 mm para fêmeas, e amplitude de peso entre 7,65 a 144,42 g para machos e 4,73 e 87,95 g para fêmeas, com os maiores números sempre relacionados aos machos (Furquim, 2008; Severino-Rodrigues et al., 2016).

Para essa região, o número de machos e fêmeas amostrado não apresentou diferença significativa. O tamanho da primeira maturação (LC 50) e maturação (LC 100) das fêmeas foi de 82,5 mm e 89,5 mm de comprimento total. Para machos esses valores variaram entre 85,8 mm e 92 mm, respectivamente. A maior incidência de pesca em ambos os sexos foi observada nos intervalos de tamanho entre 110 e 140 mm. Constatou-se, desta forma, que a pesca no litoral de São Paulo incidiu majoritariamente sobre indivíduos adultos aptos à reprodução (Severino-Rodrigues et al., 2016). Nos desembarques também observou-se uma baixa ocorrência de indivíduos imaturos em geral, sugerindo que o desenvolvimento de *M. rubellus* ocorre em maiores profundidades do que a área de pesca (Furquim, 2008).

Análises efetuadas sobre os lagostins desembarcados em Santa Catarina entre os anos de 1995 e 1999 revelaram resultados distintos. O tamanho de primeira maturação sexual ($LC_{50\%}$) de fêmeas calculado a partir das proporções de fêmeas ovígeras por classe de tamanho foi de 35,5 mm de comprimento da carapaça. No período, a proporção de fêmeas imaturas nos desembarques foi bastante superior ao reportado por Severino-Rodrigues et al. (2016), tendo variado entre 52 e 76,3% do total de fêmeas desembarcadas (Ribas, 2000).

Ameaças

As crescentes intervenções antrópicas e a exploração contínua do ambiente marinho vêm ameaçando fortemente a rica biodiversidade marinha brasileira (Dall'Occo et al., 2007). Muitas lagostas têm significativa importância econômica e cultural para a pesca comercial e aquicultura e são um dos alvos de sobrexploração (Steneck et al., 2011). A captura mundial registrada em 1988 ultrapassou 205.000 toneladas, das quais cerca de 127.000 toneladas correspondiam às lagostas da família Nephropidae (Holthuis, 1991).

A crise no setor pesqueiro caracterizada pelo estado de sobre pesca de algumas espécies como as de camarão, atinge rigorosamente a frota arrasteira. Desta forma, essa situação de escassez para algumas espécies alvo tem gerado a busca por recursos alternativos, dirigindo essas frotas a águas mais profundas e a captura de espécies alternativas, como o lagostim *Metanephrops rubellus*, por exemplo (Rebelo-Neto,

1986; D’Incao et al., 2002; Severino-Rodrigues, 2007, 2016).

Metanephrops rubellus é bastante comercializado pelas empresas de pesca dos estados de Santa Catarina, São Paulo e Rio de Janeiro, que destinam a sua produção para o mercado exterior, principalmente, Estados Unidos, Inglaterra, França e Argentina, que importam este crustáceo sob a especificação “Deep Sea Lobster” (Rebello-Neto, 1986). Essa pesca industrial é a maior ameaça para esta espécie, tanto pela sua captura e comércio, quanto a degradação do seu habitat. Contudo ainda não existem dados que possam demonstrar um declínio populacional de *M. rubellus*.

As espécies *Acanthacaris caeca*, *Nephropsis aculeata* e *N. rosea* apesar de apresentarem potencial para a pesca industrial, não são pescadas comercialmente, porém são capturadas como fauna acompanhante das frotas comerciais de camarão. *Nephropsis agassizii* é capturada ocasionalmente durante a pesca de arrasto exploratória, mas nunca em grandes quantidades. É uma espécie relativamente pequena e habita grandes profundidades, tornando-a um alvo improvável da pesca (Holthuis, 1991). Apesar da baixa ocorrência e abundância dessas espécies em águas brasileiras, ameaças aos seus habitats podem afetar significativamente as populações.

Ações de Conservação

A histórica evolução da exploração pesqueira mundial aponta para uma tendência inevitável de sobreexploração e esgotamento dos recursos biológicos. Com isso, estão sendo adotadas diversas tentativas para minimizar os danos futuros como, por exemplo, a ampliação da área explorável para ambientes mais distantes da costa. Contudo, essa alternativa acarreta em um grande aumento dos custos operacionais da pesca e acaba não apresentando a eficácia esperada, visto que, para grandes distâncias, são necessários barcos maiores e equipamentos robustos.

Até o momento, não existem ações de conservação específicas direcionadas às espécies aqui avaliadas. *Acanthacaris caeca*, *Nephropsis aculeata*, *N. agassizii* e *N. rosea* têm sua área de distribuição ainda muito pouco conhecida na costa brasileira e nunca foram coletadas em áreas de preservação. Existe a necessidade de uma regulamentação pesqueira para *Metanephrops rubellus* que é bastante capturada nas regiões sudeste e sul do país. Contudo, a expansão do setor, impulsionada pelo crescimento econômico dificulta tal medida (Silva & Fonteles-Filho, 2011; Silva et al., 2013). Os recursos dispensados ao monitoramento efetivo e estudo da exploração dos lagostins no país ainda são poucos, já que a composição real da frota é desconhecida, assim como o número de barcos em operação (Aragão, 2013).

Pesquisas Necessárias

Os dados acerca da biologia populacional e exploração dos estoques das espécies analisadas são inexistentes, contudo, a pesca desses crustáceos, com destaque para *Metanephrops rubellus*, tem se demonstrado uma atividade lucrativa (Pezzuto & Mastella-Benincá, 2015). Estudos populacionais e ecológicos, bem como sobre a biomassa da espécie são fundamentais para a implantação de medidas de manejo multiespecífico da pesca demersal da costa brasileira.

Segundo Alves-Júnior (2016) as espécies de *Nephropsis* provavelmente têm uma distribuição mais ampla ao longo da costa brasileira, mas devido ao baixo esforço de amostragem e difícil acesso ao material em águas profundas, os registros de distribuição permanecem fragmentados. Há a necessidade, dessa forma, de um esforço de amostragem maior e estudos mais refinados em grandes profundidades nos mares do Brasil.

Bibliografia

- Alves-Júnior, F.A.; Araújo, M.S.L.C. & Souza-Filho, J.F. 2016. Distribution of two species of *Nephropsis* Wood-Mason, 1872 (Crustacea, Decapoda, Nephropidae) from northeastern Brazil. *Zootaxa*, 4114(1): 90-94.
- Aragão, J.A.N. 2013. Pesca de lagostas no Brasil: monitorar para ordenar. *Boletim Técnico Científico CEPENE*, 19(1): 103-106.
- Bracken-Grissom, H.D.; Ahyong, S.T.; Wilkinson, R.D.; Feldmann, R.M.; Schweitzer, C.E.; Breinholt, J.W.; Bendall, M.; Palero, F.; Chan, T.-Y.; Felder, D.L.; Robles, R.; Chu, K.H.; Tsang, L.M.; Kim, D.; Martin, J.W. & Crandall, K.A. 2014. The emergence of lobsters: phylogenetic relationships, morphological evolution and divergence time comparisons of an ancient group (Decapoda: Achelata, Astacidea, Glypheidea, Polychelida). *Systematic Biology*, 63(4): 457-479.
- Chan, T.-Y. 2011. *Acanthacaris caeca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T170000A6702314. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20111.RLTS.T170000A6702314.en>>. [Acessado em 13/10/2016].
- Chan, T.-Y.; Ho, K.C.; Li, C.P. & Chu, K.H. 2009. Origin and diversification of the clawed lobster genus *Metanephrops* (Crustacea: Decapoda: Nephropidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 50: 411-422.
- D’Incao, F.; Valentini, H. & Rodrigues, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil. 1965-1999. *Atlântica*, 24(2): 103-116.
- Dall’Occo, P.L.; Bento, R.T. & Melo, G.A.S. 2007. Range extensions for Lobsters off the Brazilian Coast (Crustacea, Decapoda, Palinura, Astacidea). *Biociências*, 15(1): 47-52.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.;

- Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology*, 21: 1-109.
- Furquim, L.G. 2008. Crescimento relativo e aspectos reprodutivos do lagostim *Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903) capturados entre 22° e 26°S, Brasil. Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA. 78p.
- GEP. 2013. Grupo de Estudos Pesqueiros. Estatística Pesqueira Industrial de Santa Catarina. Consulta on-line. Disponível em: <http://siaiacad04.univali.br/consulta/?page=consulta_especie>. [Acessado em 13/10/2016].
- Holthuis, L.B. 1991. FAO species catalogue. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. FAO Fisheries Synopsis, 13(125): 292p.
- Legall N. & J. Poupin, 2016 - CRUSTA: Database of Crustacea (Decapoda and Stomatopoda), with special interest for those collected in French overseas territories. At <<http://crustiesfroverseas.free.fr/>>. [Acessado em 13/10/2016].
- Messing, C.G.; Walker, B.K.; Dodge, R.E. & Reed, J.K. 2006. Calypso U.S. Pipeline, LLC, Mile Post (MP) 31 - MP 0 Deep-water marine benthic video survey. Calypso U.S. Pipeline LLC, Houston, 64p.
- Oliveira, J.A. 1986. Informes ecológicos decorrentes da “Operação Cabo Frio IV”. Coreg-Sudepe, Rio de Janeiro. 60p.
- Perez, J.A.A. & Pezzuto, P.R. 1998. Valuable shellfish species in the by-catch of shrimp fishery in southern Brazil: spatial and temporal patterns. *Journal of Shellfish Research*, 17: 303-309.
- Perez, J.A.A. & Pezzuto, P.R. 2006. A pesca de arrasto de talude do sudeste e sul do Brasil: tendências da frota nacional entre 2001 e 2003. *Boletim do Instituto de Pesca*, 32(2): 127-150.
- Pezzuto, P.R. & Mastella-Benincá, E. 2015. Challenges in licensing the industrial double-rig trawl fisheries in Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(3): 495-513.
- Rebello-Neto, J.E. 1986. Considerações sobre a pescaria do lagostim (*Metanephrops rubellus*) na região sudeste/sul do Brasil. CEPSUL - Documentos Técnicos, 10: 1-33.
- Ribas, T. M. 2000. Análise dos desembarques do pitú ou lagostim *Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903) (Decapoda : Astacidea: Nephropidae) efetuados pela frota camaroneira em Santos (SP) e Itajaí (SC). Monografia de conclusão de curso de Oceanografia apresentada à Universidade do Vale do Itajaí. 69p.
- Serejo, C.S.; Young, P.S.; Cardoso, I.C.; Tavares, C.; Rodrigues, C. & Almeida, T.C. 2007. Abundância, diversidade e zonação dos crustáceos no talude da costa central do Brasil (11°-22° S) coletados pelo Programa REVIZEE/Score Central: prospecção pesqueira. pp. 133-162. In: Costa, P.A.S.; Olavo, G. & Martins, A.S (eds.). Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Museu Nacional, Rio de Janeiro, 184p.

- Severino-Rodrigues, E.; Hebling, N.J. & Graça-Lopes, R. 2007. Biodiversidade no produto da pesca de arrasto-de-fundo dirigida ao lagostim, *Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903) desembarcado no litoral do estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 33(2): 171-182.
- Severino-Rodrigues, E.; Furquim, L.G.; Graça-Lopes, R. & Alves, P.M.F. 2016. Crescimento relativo e tamanho na maturidade sexual do lagostim *Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903) desembarcado no litoral do estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 42(2): 431-442.
- Silva, A.C. & Fonteles-Filho, A.A. 2011. Avaliação do defeso aplicado à pesca da lagosta no Nordeste do Brasil. Editora Expressão Gráfica, Fortaleza, 112p.
- Silva, K.C.A.; Cintra, I.H.A.; Ramos-Porto, M. & Viana, G.F.S. 2003. Lagostas capturadas durante pescarias experimentais para o programa REVIZEE/NORTE (Crustacea, Nephropoidea, Eryonoidea, Palinuroidea). Boletim Técnico-Científico do CEPNOR, Belém, 3(1): 21-35.
- Silva, K.C.A.; Cintra, I.H.A.; Ramos Porto, M. & Viana, G.F.S. 2007. Lagostas capturadas na plataforma continental do estado do Amapá (Crustacea, Nephropoidea, Palinuroidea). Boletim Técnico-Científico do CEPNOR, 7: 173-184.
- Silva, K.C.A.; Cruz, R.; Cintra, I.H.A. & Abrunhosa, F.A. 2013. Structure and diversity of the lobster community on the Amazon Continental Shelf. Crustaceana, 86(9): 1084-1102. doi:10.1163/15685403-00003227.
- Steneck, R.S.; Hughes, T.P.; Cinner, J.E.; Adger, W.N.; Arnold, S.N.; Berkes, F.; Boudreau, S.A.; Brown, K.; Folke, C.; Gunderson, L.; Olsson, P.; Scheffer, M.; Stephenson, E.; Walker, B.; Wilson, J. & Worm, B. 2011. Creation of a gilded trap by the high economic value of the Maine lobster fishery. Conservation Biology, 25(5): 904-912.
- Tam, Y.K. & Kornfield, I. 1998. Phylogenetic relationships of clawed lobster genera (Decapoda: Nephropidae) based on mitochondrial 16S rRNA gene sequences. Journal of Crustacean Biology, 18(1): 138-146.
- Tavares, M. 1998. Malacostraca - Eucarida. Nephropidae. pp. 377-378. In: Young, P.S. (ed.). Catalogue of Crustacea from Brazil. Museu Nacional, Série Livros, 6, Rio de Janeiro, 717p.
- Tavares, M. 2002. Lobsters. pp. 292-325. In: Fischer, W. (ed.). FAO species identification sheets for fishery purposes: Western Central Atlantic (Fishing Area 31). FAO, Roma, 599p.
- Tshudy, D.; Robles, R.; Chan, T.-Y.; Ho, K.C.; Chu, K.H.; Ahyong, S.T. & Felder, D.L. 2009. Phylogeny of marine clawed lobster families Nephropidae Dana, 1852, and Thaumastochelidae Bate, 1888, based on mitochondrial gene. pp. 357-368. In: Martin, J.W.; Crandall, K.A. & Felder, D.L. (eds.). Decapod Crustacean Phylogenetics. CRC Press, New York, 581p.
- Wahle, R. 2011a. *Nephropsis aculeata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T169958A6693016. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20111.RLTS.T169958A6693016.en>>. [Acessado em 13/10/2016].
- Wahle, R. 2011b. *Nephropsis agassizii*. The IUCN Red List of Threatened Species

- 2011: e.T170082A6706548. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20111.RLTS.T170082A6706548.en>>. [Acessado em 13/10/2016]
- Wahle, R. 2011c. *Nephropsis rosea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T169986A6699669. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20111.RLTS.T169986A6699669.en>>. [Acessado em 13/10/2016]
- Wicksten, M.K. & Packard, J.M. 2005. A qualitative zoogeographic analysis of decapod crustaceans of the continental slopes and abyssal plain of the Gulf of Mexico. *Deep-Sea Research I*, 52: 1745-1765.
- Williams, A.B. 1986. Lobsters-identification, world distribution, and U.S. trade. *Marine Fisheries Review*, 48(2): 1-36.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Acanthacaris caeca* (A. Milne-Edwards, 1881)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Ocorre no Atlântico Ocidental, do Golfo do México ao Brasil, onde é conhecida de apenas dois registros, um no Amapá e um na Bahia, em profundidades entre 293 e 878 m. Essa distribuição possivelmente é mais ampla, uma vez que o esforço amostral na região é pequeno, e que no Caribe é aparentemente abundante. No entanto, não foram identificadas ameaças que possam colocar a espécie em risco de extinção atualmente. Portanto, *A. caeca* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Ocorre no Atlântico Ocidental, desde o Espírito Santo até a Argentina, ocupando águas entre 50-270m de profundidade. É uma espécie estenotérmica fria e estenohalina, exigente em relação às condições das massas de água. A maior ameaça identificada para *M. rubellus* é a pesca de arrasto, que não foi considerada como uma ameaça significativa que possa levar a espécie à extinção. Portanto, *Metanephrops rubellus* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Nephropsis aculeata* Smith, 1881**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Tem ampla distribuição ao longo do Atlântico Ocidental, ocorrendo de Massachusetts até a Flórida, Golfo do México, Caribe e Brasil. No litoral brasileiro existem registros no Pará e do Espírito Santo a Santa Catarina, sendo encontrada em profundidades de 130 a 830m em substrato de lama ou areia fina. A espécie é ocasionalmente capturada na pesca comercial de arrasto, sendo descartada, mas isso não representa uma ameaça significativa à espécie e, portanto, *Nephropsis aculeata* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Nephropsis agassizii* A. Milne-Edwards, 1880**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Tem ampla distribuição ao longo do Atlântico Ocidental, ocorrendo nas Bahamas, Golfo do México, Caribe e Brasil. No litoral brasileiro existem registros da Bahia a São Paulo, sendo encontrada em profundidades de 880 a 2900m em substrato de lama ou areia fina. A espécie não é pescada no país, não sendo identificadas ameaças significativas. Portanto *Nephropsis agassizii* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Nephropsis rosea* Bate, 1888*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: Tem ampla distribuição ao longo do Atlântico Ocidental, ocorrendo nas Bahamas, Golfo do México, Caribe e Brasil. No litoral brasileiro existem registros no Amapá, da Bahia a São Paulo e Santa Catarina, sendo encontrada em profundidades de 420 a 1.260 m em substrato de lama ou areia fina. A espécie não é pescada no país, não sendo identificadas ameaças significativas. Portanto *Nephropsis rosea* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Prancha I



***Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903)**

Inventário: MOUFPE 8621

Foto: Flavio de Almeida Alves Júnior



***Acanthacaris caeca* (A. Milne-Edwards, 1881)**

Inventário: Karubenthos 2015 (MNHN-IU-2013-18777)

Foto: L. Corbari



***Nephropsis aculeata* Smith, 1881**

Inventário: Karubenthos 2015 (MNHN-IU-2013-19158)

Foto: Joseph Poupin



***Nephropsis agassizii* A. Milne-Edwards, 1880**

Inventário: MOUFPE 15152

Foto: Flavio de Almeida Alves Júnior



***Nephropsis rosea* Bate, 1888**

Inventário: Karubenthos 2015 (MNHN-IU-2013-19091)

Foto: Joseph Poupin

CAPÍTULO 19

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS CHAMA-MARÉ (DECAPODA: OCYPODIDAE)

**Marcelo A. A. Pinheiro, Setuko Masunari, Luis Ernesto A. Bezerra,
Willian Santana & Camila E. R. Pimenta**

Palavras-chave: ameaça, estuário, extinção, impacto, manguezal, Ocypodidae.

Introdução

A família Ocypodidae Rafinesque, 1815, pertencente à ordem Decapoda Latreille, 1802, caracteriza-se por sua íntima associação ao ecossistema manguezal (Jones, 1984). Atualmente, abrange duas subfamílias (Ucinae Dana, 1851 e Ocypodinae Rafinesque, 1815), sendo Ucinae representada, unicamente, pelo gênero *Uca* Leach, 1814. Este gênero é distribuído ao longo da costa americana, no Atlântico Ocidental, costa africana no Atlântico Oriental, Oceano Índico e no Indo-Pacífico (Ng et al., 2008). O gênero *Uca* Leach, 1814 compreende mundialmente cerca de 97 espécies vivas, distribuídas em oito subgêneros, sendo três encontrados na costa brasileira (*Uca*, *Minuca* e *Leptuca*), contendo seis espécies fósseis. Entre os subgêneros descritos, que não ocorrem no Brasil, constam: *Australuca*, *Cranuca*, *Gelasimus*, *Paraleptuca* e *Tubuca* (Ng et al., 2008; De Grave et al., 2009).

De acordo com Bezerra (2012), na costa brasileira são encontradas 10 espécies pertencentes ao gênero *Uca*, divididas em três subgêneros: *U. (Minuca) burgersi* Holthuis, 1967; *U. (Leptuca) cumulanta* Crane, 1943; *U. (Leptuca) leptodactyla* Rathbun, 1898; *U. (Uca) maracoani* (Latreille, 1802); *U. (Minuca) mordax* (Smith, 1870); *U. (Minuca) rapax* (Smith, 1870); *U. (Minuca) thayeri* Rathbun, 1900; *U. (Leptuca) uruguayensis* Nobili, 1901; *U. (Minuca) victoriana* von Hagen, 1987; e *U. (Minuca) vocator* (Herbst, 1804).

O gênero *Uca* constitui um grupo de caranguejos conhecidos popularmente como chama-marés, sendo caracterizados por um acentuado dimorfismo sexual; os machos com forte heteroquelia executam o aceno sexual (= *waving*, do inglês), com a maior quela por ocasião do período reprodutivo (Crane, 1975). São animais frequentemente simpátricos, gregários, de hábitos diurnos e noturnos, e ativos durante a maré baixa, quando fazem a manutenção de suas galerias (Crane, 1975).

De acordo com Crane (1975), por muitos anos *Uca burgersi* foi confundido com *Uca mordax*, tanto na literatura quanto em coleções. A autora também relata que a espécie também é frequentemente confundida com *U. vocator* e *U. rapax*. Bezerra (2012), também, observa identificações confundidas com *U. leptodactyla*, *U. cumulanta* e *U. burgersi* dentre os exemplares coletados no Brasil. Por outro lado, *U. rapax* pode ser distinguida de *U. burgersi* por possuir uma carapaça com a distância fronto-orbital ligeiramente menor do que a largura máxima da mesma (Melo, 1996).

Segundo Castiglioni et al. (2010), a espécie *U. victoriana* já foi erroneamente classificada no passado como *U. rapax* e *U. burgersi*, apresentando simpatria com *U. rapax*, embora sua diferenciação possa ocorrer facilmente por observação do carpo e própodo das patas locomotoras, com presença de uma franja de cerdas em *U. rapax* e ausência em *U. victoriana* (Coelho & Coelho-Filho, 1993). *U. victoriana* apresenta, também, alguma similaridade com *U. thayeri* quanto ao seu padrão de “display” comportamental dos quelípodos, que são compartilhados com *U. rapax* (Bedê et al., 2007).

Distribuição Geográfica

Os caranguejos do gênero *Uca* ocorrem em todos os continentes, exceto na Antártida, abrangendo as regiões tropical, subtropical e temperadas (Crane, 1975; Melo, 1996). O limite setentrional está em torno de 34°N, no Japão, e 42°N, na costa norte do Cabo Cod, nos EUA, enquanto o limite meridional está em torno de 32°S, na África do Sul e Austrália, e de 38°S, na Argentina (Crane, 1975; Boschi et al., 1992). Todas as dez espécies de *Uca* citadas anteriormente para o Brasil estão presentes em outros países ao longo do Atlântico Ocidental, sendo a espécie *Uca (Minuca) victoriana* a única endêmica do país (Bedê, 2007; Bedê et al., 2008; Bezerra, 2012). O presente gênero é registrado ao longo de toda a costa litorânea brasileira, do Amapá até o Rio Grande do Sul (Branco, 1991; Melo, 1996; Coelho et al., 2008; Bezerra, 2012; Boos et al., 2012; Thurman et al., 2013).

São animais frequentemente simpátricos e gregários (Crane, 1975), porém, não-sintópicos (Masunari, 2006b), com sua distribuição espacial condicionada pela característica do sedimento onde vivem (Rossi & Chapman, 2003). Estão associados aos sistemas estuarinos e ecossistema de manguezal, que no Brasil totaliza cerca de 13 mil km², distribuídos desde o Rio Oiapoque, Amapá (4°30'N) até o Rio Ponta Grossa, SC (28°30'S). No Brasil, os manguezais ocupam a segunda maior extensão de manguezais no mundo, com 7,4% do total (IBAMA, 2002; Spalding et al., 1997).

Habitat e Ecologia

Os caranguejos do gênero *Uca* escavam tocas nas regiões entremarés de estuários, manguezais e áreas costeiras abrigadas, que conferem a estes animais abrigo contra as inundações das marés, calor excessivo, dessecação e predadores. Durante a maré alta, fecham a abertura das tocas e lá permanecem até a próxima baixa-mar (Crane, 1975). No Brasil, as espécies deste gênero ocorrem com maior frequência no interior de manguezais e em baixos vegetados, além de áreas não vegetadas contíguas ou adjacentes, exceto no litoral do Rio Grande do Sul, onde elas ocorrem nas margens de rios estuarinos sem manguezais (Martins, não publicada). Nestes habitats, os caranguejos encontram substrato rico em matéria orgânica, de onde obtêm bactérias e microflora bentônicas, tais como diatomáceas e cianofíceas, que estão associadas ao seu complexo substrato organo-mineral (Crane, 1975; Robertson et al., 1980, 1981 apud Masunari, 2006a; Robertson & Newell, 1982 apud Masunari, 2006b). Por este motivo, seu tipo trófico é denominado “comedores de depósitos” (do inglês, “deposit feeders”).

A amplitude de variação da temperatura absoluta diurna do ar (13 a 35°C) não é um fator limitante às atividades vitais das espécies de *Uca*, quando ocorre o forrageamento é realizado fora da toca, durante as marés baixas, tanto pelos machos quanto pelas fêmeas (Crane, 1975).

Nos estuários do Brasil, algumas espécies apresentam tendência ao eurihalismo, suportando salinidades de 4 a 28 (~22), enquanto outras são estenohalinas, preferindo zonas oligohalinas ou polihalinas (Thurman et al., 2013). Por outro lado, a granulometria constitui outro parâmetro que influencia a distribuição destes animais, como os substratos arenosos, colonizados por *U. leptodactyla* e aqueles lodosos, por *U. maracoani* (Thurman et al., 2013). Na Baía de Guaratuba, as sete espécies de *Uca* mostram repartição espacial segundo o gradiente de salinidade ao longo da referida área estuarina, enquanto nas áreas polihalinas as espécies se distribuem em função da granulometria (Masunari, 2006b).

A abundância relativa das espécies do gênero *Uca* também varia em função do estuário, fato registrado por Baptista & Calado (2007), no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba (Maceió, AL), onde *U. leptodactyla* apresentou maior frequência de ocorrência (43%), seguida de *U. cumulanta* (18%) e *U. maraconi* (4%). Neste estudo *U. thayeri* também mostrou elevada frequência de ocorrência, assemelhando-se ao ocorrido no Manguezal de Itacuruçá (Baía de Sepetiba, RJ), onde figurou como a quarta espécie em frequência (7,7%), segundo Bedê (2007), logo após *U. leptodactyla*, que foi a segunda espécie em abundância (21%), corroborando os dados de Aciole (2002). Ainda de acordo com Bedê (2007), *U. cumulanta* demonstrou grande homogeneidade quanto à preferência de seus habitats no Manguezal de Itacuruçá, sendo muito abundante em algumas áreas, chegando a representar 82,6% dos exemplares capturados. De acordo com Melo (1996), a espécie *U. rapax* costuma ser a espécie do gênero mais abundante nos manguezais, fato também

confirmado em Paraty (RJ) por Castiglioni & Negreiros-Fransozo (2006a).

A densidade populacional é um parâmetro espécie-dependente, embora também possa variar numa mesma espécie, como registrado para *U. leptodactyla*, por Bezerra & Matthews-Cascon (2006), onde a densidade anual variou de 17 ind.m⁻² no estuário do Rio Pacoti (CE) até 42,5 ind/m² em áreas não vegetadas, arenosas e com reduzido teor de matéria orgânica e umidade. Mesmo em simpatria com outras espécies (p. ex., *Neohelice granulata*), a densidade de algumas espécies se mantêm, como foi o caso de *U. uruguayensis*, com 42 ind/m² (César et al., 2005). Já em relação à ocupação do ambiente *U. leptodactyla* apresenta preferência por substratos arenosos ou areno-lodosos havia sido relatada anteriormente por Thurman (1987) e Thurman et al. (2013). Nesse mesmo estudo, *U. rapax* foi encontrada em simpatria com *U. leptodactyla*, nas áreas externas à vegetação de mangue. A associação de *U. rapax* dominando manguezais atropizados e/ou desprovidos de vegetação também foi relatada por Castiglioni & Negreiros-Fransozo (2006a) na cidade de Paraty (RJ). Segundo Bedê (2007), de todas as espécies estudadas, *U. rapax* e *U. leptodactyla* são as que apresentam maior plasticidade, ocorrendo associadas a sedimentos de diferentes concentrações de partículas, grossas e finas, matéria orgânica, podendo ocorrer presença ou ausência de vegetação. Castiglioni & Negreiros-Fransozo (2006b) também destacam a plasticidade de *U. rapax*, destacando possuir semelhança nos parâmetros reprodutivos entre manguezais prístinos como aqueles com influência antrópica. Assim, é considerada uma das espécies mais versáteis na colonização dos ambientes. Por outro lado, outras espécies, como *U. burgersi*, são conhecidas por sua elevada sensibilidade, não sendo encontrada em áreas de entremarés com degradação crescente, efeito de poluição, dragagem e aterros, tendo sido sugerida como bioindicadora de habitats ainda sadios (Barnwell, 1986).

Crane (1975) descreve que a espécie *U. cumulanta* prefere bancos abrigados e margens lodosas ou lamo-arenosas perto de manguezais, mas não em áreas sombreadas, concentradas ligeiramente abaixo dos níveis médios de maré. Essas observações foram confirmadas, também, no estuário do manguezal do Rio Caeté (Pará) por Koch et al. (2005). Essa espécie costuma ocorrer em simpatria com *U. maracoani* e *U. thayeri*, habitando terrenos alagados entre as linhas da maré alta e baixa, até mesmo em áreas um pouco mais longe da costa (Crane, 1975). No manguezal de Itacorubi (SC), *U. thayeri* vive em simpatria e sintopia com *U. uruguayensis*, nas bordas elevadas de rios e canais, principalmente em substrato lamoso (Branco, 1991; Martins & Masunari, 2013).

Uca vocator, por outro lado, tem preferência por substratos lamosos compostos por silte/argila ou areia muito fina, contendo altas taxas de matéria orgânica (Colpo & Negreiros-Fransozo, 2004). Enquanto os adultos de *U. mordax* são encontrados em terreno arenoso coberto por mata de restinga, enquanto os de menor porte são encontrados em substratos lodosos ou cobertos por algas vermelhas (Masunari & Dissenha, 2005).

Biologia Geral

As espécies de *Uca*, apresentam olhos pequenos sobre longos pedúnculos (Crane, 1975), em consonância com a comunicação predominantemente visual e hábito diurno das mesmas, possui presença de uma quela gigante no macho, às vezes mais longa do que a própria carapaça. Além do aceno sexual que constitui uma corte para a fêmea, esta quela é utilizada no combate com outros machos, porém, não tem capacidade para obter alimento do sedimento. Por outro lado, a fêmea possui ambas as quelas pequenas e simétricas, servindo apenas à alimentação (Christy & Salmon, 1984; Levinton et al., 1996; Zeil et al., 2006). Os machos de *Uca* podem ser divididos em dois grupos segundo a complexidade da corte. Os que pertencem ao grupo das espécies de frente larga apresentam comportamento de corte mais elaborado, atraindo as fêmeas para o acasalamento que ocorre dentro das tocas, estas fêmeas permanecem sem se alimentar durante a incubação dos ovos. Por outro lado, nas espécies de *Uca* com frente estreita, o acasalamento sucede após uma breve corte, podendo acontecer tanto dentro das tocas quanto fora, ocorrendo o mesmo durante a incubação dos ovos pelas fêmeas (Crane, 1975; Christy & Salmon, 1984; Salmon & Zucker, 1987). Salmon (1987) observou que uma espécie de frente intermediária [p. ex., *U. (M.) thayeri* Rathbun, 1900] tem comportamento similar ao das espécies de frente estreita. De maneira geral, as espécies tropicais de *Uca* apresentam reprodução contínua ao longo do ano, devido à constância de oferta de alimento e condições ambientais favoráveis durante o ano todo, enquanto as espécies de climas subtropical e temperadas mostram reprodução sazonal (Castiglioni & Negreiros-Fransozo, 2006a; Mouton & Felder, 1996). Contudo, ambos os tipos de reprodução podem ser encontrados nas espécies de *Uca* das regiões tropical e subtropical do Brasil, sendo a reprodução contínua comum nas populações brasileiras, com picos de evento reprodutivo nos meses mais quentes no sudeste do Brasil e durante o período chuvoso no nordeste do Brasil (Ribeiro & Bezerra, 2014).

Da mesma forma, a fecundidade também pode variar intraespecificamente entre localidades com condições ambientais distintas ou geograficamente próximas, sugerindo que o habitat pode influenciar a fecundidade e fertilidade das espécies (Ribeiro & Bezerra, 2014). Nesse sentido, estudos que abordam o ciclo reprodutivo podem trazer informações importantes, seja por observação do desenvolvimento gonadal ou pela frequência de fêmeas ovígeras ao longo do ano (Benitti, 2007). A fecundidade depende do tamanho da fêmea (LC, largura cefalotorácica), podendo variar em média de 2.000 ovos/fêmea para *U. uruguayensis* (segundo Costa et al., 2006), para tamanhos entre 5,2 a 8,5 mm LC, até 45.000 ovos/fêmea para *U. thayeri* no sudeste do Brasil (Costa & Negreiros-Fransozo, 2002). Neste sentido, *U. leptodactyla* é uma das espécies com menor largura de carapaça (Crane, 1975), com o macho atingindo tamanho máximo de 11,5 mm LC nas populações do litoral de Santa Catarina (Masunari & Swiech-Ayoub, 2003), certamente com os menores valores de fecundidade.

De maneira geral, as espécies tropicais de *Uca* apresentam reprodução contínua ao longo do ano, devido à constância de alimento e de condições ambientais ótimas, enquanto as espécies de climas subtropical e temperadas apresentam reprodução sazonal. A espécie *U. vocator*, por exemplo, apresenta reprodução contínua ao longo do ano com picos reprodutivos durante a primavera e o verão (Castiglioni & Negreiros-Fransozo, 2006a; Mouton & Felder, 1996; Benitti, 2007). Contudo, ambos os tipos de reprodução podem ser achados nas espécies de *Uca* das regiões tropical e subtropical do Brasil, sendo a reprodução contínua a mais comum nas populações brasileiras, com picos de evento reprodutivo nos meses mais quentes no sudeste do Brasil e durante o período chuvoso no nordeste do Brasil (Ribeiro & Bezerra, 2014; Costa, 2006). Ao lado de *Uca leptodactyla*, os machos adultos de *U. cumulanta* constroem capuzes ao lado de suas tocas em época de aceno sexual, já *U. leptodactyla* constroe uma estrutura em forma de capuz alto e largo na entrada da toca (Crane, 1975; Masunari, 2012). Já para o caso de *U. maracoani* o recrutamento e a presença de fêmeas ovígeras ocorrem durante todo o ano, existindo mecanismos voltados à guarda de esperma e fertilização dos óvulos, entre maio a agosto, para a quando os machos não realizam o aceno sexual (Benedetto & Masunari, 2009).

Como representantes dos decápodos braquiúros, os chama-marés *Uca* possuem um ciclo de vida que envolve uma fase planctônica (larvas zoea e megalopa) e outra bentônica (juvenis e adultos). Portanto, estes caranguejos dependem tanto da coluna d'água como dos baixos estuarinos para completar o seu ciclo de vida. Após o acasalamento e incubação dos ovos, as fêmeas liberam suas larvas iniciais (zoeas I) durante as marés altas de sizígia, durante as fases da lua cheia e nova (Christy, 1982; Christy & Morgan, 1998). As zoeas permanecem na coluna d'água, onde sofrem várias mudas, até atingirem o último estágio larval (megalopa), quando retornam ao mesmo habitat dos adultos, transportadas pelas marés enchentes onde atingem a maturidade (Christy, 1982, 2006a; Christy & Morgan, 1998). Para *Uca mordax*, ocorrente na Baía de Guaratuba (PR), o tempo para atingir a fase de megalopa desde a eclosão da zoea I é de aproximadamente 30 dias, numa temperatura de 25°C e salinidade 20; as megalopas e juvenis desta espécie colonizam preferencialmente os tapetes de algas vermelhas que cobrem a superfície do solo úmido, bem como a parte inferior dos troncos dos mangues (Martins, não publicada). Tanto as larvas como os adultos desses caranguejos constituem produtores secundários; eles são predados por peixes e consumidos por animais filtradores durante a fase larval, enquanto na fase juvenil/adulta são predados por animais de grande porte, como aves de restingas ou manguezais, além de jacarés e mamíferos que visitam estas áreas. Portanto, em função do elevado número de larvas liberadas durante o período reprodutivo, a maior contribuição das espécies de *Uca* talvez seja servir de alimento para outros organismos (Masunari, 2006b).

Nabout et al. (2010) fizeram um revisão global dos artigos publicados sobre *Uca* e descobriram que a maioria dos estudos realizados trata de biologia populacional em uma escala local, seguidos por estudos de comportamento e

fisiologia. Similarmente, Ribeiro & Bezerra (2014) fizeram um resumo dos trabalhos populacionais realizados sobre espécies do gênero *Uca* no litoral brasileiro, confirmando padrões populacionais intraespecíficos que variam largamente, de acordo com os fatores ambientais. Por exemplo, os estudos populacionais revelaram que os machos são maiores do que as fêmeas (Spivak et al., 1991; Litulo, 2005), embora o inverso ocorra em algumas populações brasileiras. Da mesma forma, a razão sexual no gênero *Uca*, frequentemente desvia da razão natural 1:1, com os machos sendo mais abundantes (Genoni, 1985), embora a maioria dos estudos brasileiros não confirmem tal diferença, embora os resultados possam variar de acordo com a técnica de coleta empregada e do esforço amostral (CPUE).

Ameaças

De acordo com Crane (1975), o homem é o principal inimigo das espécies deste gênero, pois, progressivamente, tem causado a poluição e destruição dos manguezais, além da comercialização de suas espécies como “pets”. Adicionalmente, as áreas de ocupação destes caranguejos estão em franca diminuição por atividades antrópicas, aterro de áreas alagadas para construção civil, conversão para outras práticas (p. ex., carcinocultura) e descarte irregular de poluentes não biodegradáveis (Spalding et al., 2010).

Embora estime-se que entre 1980-2000 aproximadamente 50% das áreas de manguezal em todo o mundo já tenham sido destruídas (FAO, 2007), tal redução não é facilmente detectável no Brasil. Contudo, as pressões sobre os manguezais têm provocado considerável degradação nas últimas décadas. Metade da população brasileira reside a menos de 200 km do mar e mais de 70 milhões de pessoas impactam diretamente os ambientes litorâneos, o que tem se acentuado próximo aos grandes centros urbanos, onde várias baías e estuários estão comprometidos pela poluição e exploração de seus recursos naturais (Kelleher et al., 1995; IBAMA, 2002; MMA, 2002; Lacerda et al., 2006). Nesse sentido, o crescimento da população humana é a principal pressão, seja pela construção de casas em áreas de alta sensibilidade ambiental (p. ex., dunas, mangues, estuários), a falta de saneamento básico (80% do esgoto no Brasil não recebe tratamento e é lançado em rios, lagoas ou no mar), agricultura e indústrias que degradam os habitats naturais pela poluição orgânica, resíduos (90% do lixo coletado no Brasil vai para “lixões”, sendo 50% deles localizados junto a rios, lagoas ou mar), e deposição de sedimentos. Soma-se, ainda, a utilização de áreas de manguezal para aquicultura (IBAMA, 2002; MMA, 2002). De acordo com resultados do GERCO (Gerenciamento Costeiro – MMA), mais de três mil toneladas de poluentes líquidos são lançadas diariamente no litoral brasileiro. Entre os poluentes industriais, cerca de 130 toneladas possuem expressiva toxicidade, sendo a poluição por óleo, crônica ou aguda, apontada como o maior fator de risco ao longo de toda a costa brasileira (MMA, 2002).

As alterações na qualidade ambiental dos manguezais estão reduzindo o habitat de muitas espécies, aumentando a competição por alimento/predação e elevando a taxa de mortalidade de muitas espécies. Nas regiões sudeste e sul, a poluição dos estuários prejudica a migração das espécies estuarino-dependentes, que utilizam estas áreas como berçário (MMA, 2002). Embora não se tenha dados sobre uma possível diminuição das populações de *Uca* spp., a fragmentação ocorrida nos bosques de manguezal de estuários adjacentes aos grandes centros urbanos é evidente, como já relatado para Recife (PE), Maceió (AL), Aracaju (SE), Salvador (BA), Vitória (ES), Rio de Janeiro, (RJ), Santos (SP) e Florianópolis (SC) (Masunari, com. pessoal - 2013).

Magalhães & Costa (2007) coletaram 27 exemplares de *U. rapax* soltos na natureza em Minas Gerais, em uma região conhecida como o maior centro de piscicultura/aquicultura ornamental do Brasil, que dista 230 km do manguezal. De acordo com estes autores, os espécimes são oriundos do Município de Magé (RJ), sendo transportados até Guapimirim (RJ), para estocagem em lagoas na rota de Guapimirim a Muriaé (MG), até seu transporte para Belo Horizonte, onde são vendidos em pet shops. Espécimes desse gênero também têm sido comumente comercializados em São Paulo (SP) e em Vitória (ES). *U. burgersi* consta entre as espécies mais frequentes nessas lojas especializadas, o que se deve a sua maior resistência à água doce, embora sua expectativa de vida seja bastante reduzida nessas condições, sobrevivendo por algumas semanas a poucos meses.

Ações de Conservação

No Brasil, o Código Florestal define os manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP), prevendo sanções penais e legais a sua utilização com outros propósitos. A supressão total ou parcial da vegetação natural só é permitida mediante autorização dos órgãos governamentais competentes, apenas quando do interesse público e social (com base na Resolução CONAMA nº 369/2006). No entanto, esta proteção não tem sido suficiente para garantir a proteção destas áreas. Uma razão para isso é que as agências estaduais de meio ambiente determinam, para cada caso, o nível de restrição permitido e, também, não há um sistema de licenciamento que utilize o mesmo nível de exigência no momento de definir as atividades permitidas nas áreas de manguezal ou de transição.

Também vale ressaltar que quase 83% das áreas de manguezal estão localizadas dentro de áreas protegidas, se considerarmos as três esferas do governo (p. ex., federal, estadual e municipal). No entanto, há uma grande disparidade na proteção dessas áreas, pois 77% desses manguezais constam como unidades de conservação de uso sustentável. As principais unidades de conservação com área de manguezal são: Área de Proteção Ambiental Reentrâncias Maranhenses (200.314,90 ha); Reserva Biológica Lago do Piratuba (88.598,51 ha); Parque Nacional Cabo Orange

(50.905,97 ha); Área de Proteção Ambiental Baixada Maranhense (41.233,65 ha); e Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (35.250,06 ha) (Magris & Barreto, 2010).

Pesquisas Necessárias

Existem poucas informações relacionadas com algumas espécies deste gênero na literatura, ao que se recomendam estudos populacionais ao longo da distribuição das espécies (densidade, crescimento, recrutamento e longevidade), reprodução (fecundidade, fertilidade, maturidade, etc.) e ecológicos (dimensionamento de nichos ecológicos, etc.), sendo assuntos relevantes e de extrema importância para a caracterização do gênero *Uca*.

Bibliografia

- Aciole, S.D.G. 2002. Ecologia das espécies do gênero *Uca* Leach, 1814 (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) do Complexo Estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba - Maceió - Alagoas. Maceió, 78p. (Trabalho de Conclusão de Curso, LABMAR, Universidade Federal de Alagoas).
- Baptista, M.B. & Calado, S. 2007. Estrutura das populações do gênero *Uca* (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) do complexo estuarino lagunar Mundaú/Manguaba, Maceió - Al. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu - MG.
- Barnwell, F.H. 1986. Fiddler crabs of Jamaica (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae, Genus *Uca*). *Crustaceana* 50(2): 146-165.
- Bedê, L.M. 2007. Distribuição e estrutura populacional das espécies de *Uca* Leach, 1814 (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) no manguezal de Itacuruçá - RJ. Seropédica, 51p. (Tese de Mestrado, Instituto de Biologia, UFRRJ).
- Bedê, L.M.; Oshiro, L.M.Y.; Mendes, L.M.D. & Silva, A.A. 2008. Comparação da Estrutura Populacional das Espécies de *Uca* (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) no manguezal de Itacuruçá, Rio De Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(4): 601-607.
- Bedê, L.M.; Oshiro, L.M.Y. & Melo, G.A.S. 2007. Observation on the occurrence of *Uca victoriana* von Hagen (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae) on the coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(4): 799-800.
- Benedetto, M. & Masunari, S. 2009. Estrutura populacional de *Uca maracoani* (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae) no baixio mirim, Baía de Guaratuba, Paraná. *Iheringia* 99(4): 381-389.
- Benetti, A.S. 2007. Biologia reprodutiva em espécies do gênero *Uca* (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) em manguezais tropicais. Tese de Doutorado, Universidade

- Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 157p.
- Bezerra, L.E.A. & Matthews-Cascon, H. 2006. Population structure of the fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 (Brachyura: Ocypodidae) in a tropical mangrove of Northeastern Brazil. *Thalassas*, 22(1): 65-74.
- Bezerra, L.E.A. 2012. The fiddler crabs (Crustacea: Brachyura: Ocypodidae: genus *Uca*) of the South Atlantic Ocean. *Nauplius*, 20(2): 203-246.
- Boos, H.; Bond-Buckup, G.; Buckup, L.; Araujo, P.B.; Magalhães, C.; Almerão, M.P.; Santos, R.A. & Mantelatto, F.L. 2012. Checklist of the Crustacea from the State of Santa Catarina, Brazil. *Check List* 8(6): 1020-1046.
- Boschi, E.E., Fischbach, E.C. & Iorio, I.M. 1992. Catalogo ilustrado de los crustaceos estomatopodos y decapodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo*, 10(A): 7-94.
- Branco, J.O. 1991. Aspectos ecológicos dos Brachyura (Crustacea, Decapoda) no manguezal do Itacorubi, SC, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(1): 165-179.
- Castiglioni, D.S. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2006a. Ciclo reprodutivo do caranguejo violinista *Uca rapax* (Smith) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) habitante de um estuário degradado em Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 331-339.
- Castiglioni, D.S. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2006b. Physiologic sexual maturity of the fiddler crab *Uca rapax* (Smith, 1870) (Crustacea, Ocypodidae) from two mangroves in Ubatuba, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(2): 239-248.
- Castiglioni, D.S.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E.A. 2010. More common than reported: range extension, size–frequency and sex-ratio of *Uca (Minuca) victoriana* (Crustacea: Ocypodidae) in tropical mangroves, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 3: 1-8.
- César, I.I.; Armendáriz, L.C. & Becerra, R.C. 2005. Bioecology of the fiddler crab *Uca uruguayensis* and the burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* (Decapoda, Brachyura) in the Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Argentina. *Hydrobiologia*, 545: 273-248.
- Christy, J.H. & Salmon, M. 1984. Ecology and evolution of mating systems of fiddler crabs (Genus *Uca*). *Biological Review*, 59: 483-509.
- Christy, J.H. 1982. Adaptative significance of semilunar cycles of larval release in fiddler frabs (Genus *Uca*): Test of a hypothesis. *Biological Bulletin*, 163: 251-263.
- Christy, J.H. & Backwell, P.R.Y. 2006a. No preference for exaggerated courtship signals in a sensory trap. *Animal Behaviour*, 71(5): 1239-1246.
- Christy, J.H. & Morgan, S.G. 1998. Estuarine immigration by crab postlarvae: Mechanisms, reliability and adaptive significance. *Marine Ecology Progress Series*, 174: 51-65.
- Coelho, P.A. & Coelho-Filho, P.A. 1993. Chave para identificação dos crustáceos decápodos braquiúros encontrados nos biótopos de água salobra do Litoral Oriental do Nordeste do Brasil. *Boletim Técnico e Científico do CEPENE*, 1(1): 29-56.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E.A. 2008. Checklist of the Marine and Estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of Northern and Northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1-58.

- Colpo, K.D. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2004. Comparison of the population structure of the fiddler crab *Uca vocator* (Herbst, 1804) from three subtropical mangrove forests. *Scientia Marina*, 68(1): 139-146.
- Conama (Conselho nacional do Meio Ambiente). 2002. Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. Resolução nº 312, de 10/10/2002. Publicação DOU nº 203, de 18/10/2002, págs. 60-61. <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/federal/resolucoes/2002_Res_CONAMA_312.pdf>. [Acessado em 25/09/2016]
- Costa, T.M.; Silva, S.M.J. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2006. Reproductive pattern comparison of *Uca thayeri* Rathbun, 1900 and *U. uruguayensis* Nobili, 1901 (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(1): 117-123.
- Costa, T.M. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2002. Population biology of *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Brachyura, Ocypodidae) in a subtropical South America mangrove area: results from transect and catch-per-unit-effort techniques. *Crustaceana*, 75: 1201-1218.
- Crane, J. 1975. Fiddler crabs of the world. Ocypodidae: Genus *Uca*. New Jersey: Princeton University Press, 736p.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology*, Supplement 21: 1-109.
- Fao – Food and Agriculture Organization of The United Nations. 2007. The World's mangrove (1980-2005): A thematic study prepared in the framework of the global forest resource assessment 2005. Rome: Fao Forestry Paper 153, 77p.
- Genoni, G.P. 1985. Food limitation in salt marsh fiddler crab *Uca rapax* (Smith) (Decapoda: Ocypodidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Amsterdam, 87: 97-110.
- Ibama (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2002. Geo Brasil - Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil. Ibama. 440p.
- Jones, D.A. 1984. Crabs of the mangal ecosystem, 89-109. In: Por & Dor (Ed.). *Hidrobiologia of the Mangal*. W. Junk Publishers Boston, ix+260p.
- Kellerher, G.; Bleakley, C. & Wells, S. 1995. A global representative system of marine protected area. Volume 1, World Bank, 230p.
- Koch, V.; Wolff, M. & Diele, K. 2005. Comparative population dynamics of four fiddler crabs (Ocypodidae, genus *Uca*) from North Brazilian mangrove ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 291: 177-188.
- Lacerda, L.D.; Maia, L.P.; Monteiro, L.H.U.; Souza, G.M.; Bezerra, L.J.C. & Menezes, M.O.T. 2006. Manguezais do Nordeste. *Ciência Hoje*, 39(229): 24-29.
- Levinton, J.C.; Sturmbauer, C. & Christy, J. 1996. Molecular data and biogeography: Resolution of controversy over evolutionary history of a pantropical group of

- invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 203: 117-131.
- Litulo, C. 2005. Population biology of the fiddler crab *Uca annulipes* (Brachyura: Ocypodidae) in a tropical East Africa mangrove (Mozambique). *Estuarine, Coastal and shelf Science*, 62: 283-290.
- Magalhães, A.L.B. & Costa, T.M. 2007. Escape of the fiddler crab *Uca rapax* (Smith, 1870) (Crustacea: Ocypodidae) in the state of Minas Gerais, Brazil. *Lundiana*, 8(1): 65-68.
- Magris, R.A. & Barreto, R. 2010. Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(4): 546-556.
- Martins, S.B. (não publicada). Distribuição espacial de *Uca (Minuca) mordax* (Smith, 1870) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) durante o ciclo de vida na Baía de Guaratuba, PR. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná.
- Martins, S.B. & Masunari, S. 2013. Relative growth in the fiddler crab *Uca uruguayensis* Nobili, 1901 (Brachyura, Ocypodidae) from Garças River mangrove, Guaratuba Bay, Southern Brazil. *Nauplius* 21(1): 35-41.
- Masunari, S. & Dissenha, N. 2005. Alometria no crescimento de *Uca mordax* (Smith) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 984-990.
- Masunari, S. & Swiech-Ayoub, B.P. 2003. Crescimento relativo em *Uca leptodactyla* Rathbun (Crustacea, Decapoda Ocypodidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(3): 487-491.
- Masunari, S. 2006a. Caranguejos *Uca* (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae), os incansáveis cortejadores do entremarés. In: Monteiro-Filho, E.L.A. & Aranha, J.M.R. (Org.). *Revisões em Zoologia I*. Ms Gráfica e Editora. SEMA/ PR, Curitiba, PR, Cap. 7: 153-180.
- Masunari, S. 2006b. Distribuição e abundância dos caranguejos *Uca* Leach (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 901-914.
- Masunari, S. 2012. Hood construction as an indication of the breeding period of the fiddler crab *Uca (Leptuca) leptodactyla* Rathbun, 1898 (Decapoda, Ocypodidae) from Guaratuba Bay, Southern Brazil. *Crustaceana*, 85(10): 1153-1169.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro. São Paulo: Plêiade/Fapesp Ed. 604p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF. 404p.
- Mouton, E.C. & Felder, D.L. 1996. Burrow distribution and population estimates for the fiddler crabs *Uca spincarpa* and *Uca longisignalis* in a Gulf of México salt marsh. *Estuaries*, 19: 51-61.
- Nabout, J.C.; Bini, L.M. & Diniz-Filho, J.A.F. 2010. Global literature of fiddler crabs, genus *Uca* (Decapoda, Ocypodidae): trends and future direction. *Iheringia, Serie*

- Zoologia, 100(4): 463-468.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D & Davie, P.J.F. 2008. Systema Brachyurorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. Raffles Bulletin of Zoology. Supplement 17: 1-296.
- Ribeiro, F.B & Bezerra, L.E.A. 2014. Population ecology of mangrove crabs in Brazil: Sesarmid and fiddler crabs, 19-56. In: Ardovini (Ed.). Crabs, global diversity, behavior and environmental threats. Nova Science Publishers New York, xii+ 191p.
- Robertson, J.R.; Bancroft, K.; Vermeer, G.K. & Plaiser, K. 1980. Experimental studies on the foraging behavior of the sand fiddler crab *Uca pugilator* (Bosc). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 53: 67-83.
- Robertson, J.R. & Newell, S.Y. 1982. Experimental studies of particle ingestion by sand fiddler crab *Uca pugilator* (Bosc). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 52: 1-21.
- Robertson, J.R.; Fudge, J.A. & Vermeer, G.K. 1981. Chemical and live feeding stimulants of the sand fiddler crab *Uca pugilator* (Bosc). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 53: 47-64.
- Rossi, F. & Chapman, M.G. 2003. Influence of sediment on burrowing by the soldier crab *Mictyris longicarpus* Latreille. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 289(2): 181-195.
- Salmon, M. 1987. On the reproductive behavior of the fiddler crab *Uca thayeri*, with comparisons to *U. pugilator* and *U. vocator*: Evidence for behavioral convergence. Journal of Crustacean Biology, 7(1): 25-44.
- Salmon, M. & Zucker, N. 1987. Interpreting differences in the reproductive behavior of fiddler crabs (genus *Uca*). In: Nato Workshop: Behavioural Adaptation to Intertidal Life, 1-2.
- Sayão-Aguiar, B.; Pinheiro, M.A.A. & Colpo, K.D. 2012. Sediment bioturbation potential of *Uca rapax* and *Uca uruguayensis* as a result of their feeding activity. Journal of Crustacean Biology, 32(2): 223-229. (DOI: 10.1163/193724011X615451)
- Spalding, M.; Blasco, F. & Field, C. 1997. World Mangrove Atlas. Isme, Okinawa, 178p.
- Spalding, M.; Kainuma, M. & Collins, L. 2010. World Atlas Of Mangroves. Earthscan. 319p.
- Spivak, E.D.; Gavio, M.A. & Navarro, C.E. 1991. Life history and structure of the world's southernmost *Uca* populations: *Uca uruguayensis* (Crustacea, Brachyura) In Mar Chiquita Lagoon (Argentina). Bulletin Of Marine Science, 44(3): 679-688.
- Thurman, C.L. 1987. Fiddler Crabs (Genus *Uca*) of Eastern Mexico (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae). Crustaceana, 53(1): 94-105.
- Thurman, C.I.; Faria, S.C. & Macnamara, J.C. 2013. The distribution of fiddler crabs (*Uca*) along the coast of Brazil: Implications for biogeography of the western Atlantic Ocean. Marine Biodiversity Records, 6(1): 1-21.
- Zeil, J.; Hemmi, J.M. & Backwell, P.R.Y. 2006. Fiddler crabs. Current Biology 16(2): R40-R41.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Uca burgersi* Holthuis, 1967**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Uca burgersi* é uma espécie estuarina de substratos lodosos e arenolodosos não vegetados, restrita a áreas de manguezal, amplamente distribuída no Atlântico Ocidental desde os Estados Unidos até o Brasil (do Pará à Santa Catarina). Apesar dos manguezais estarem sujeitos à forte pressão antrópica, com perda da qualidade do habitat, inclusive com registros de extinções locais por supressão de áreas, não há indícios de grandes declínios populacionais no período de 10 anos (superior a três gerações) para *Uca burgersi*. A espécie tem ciclo de vida curto, é abundante e não é explorada comercialmente. É importante destacar, também, que 86% das áreas de manguezal no Brasil se concentram no Norte e Nordeste, que incluem os sistemas estuarinos melhor conservados. Portanto, *Uca burgersi* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Uca cumulanta* Crane, 1943**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Uca cumulanta* é uma espécie estuarina de bancos abrigados e margens de lodo ou lama arenosa perto de manguezais, amplamente distribuída no Atlântico Ocidental desde a América Central até o Brasil (do Pará ao Rio de Janeiro). Apesar dos manguezais estarem sujeitos à forte pressão antrópica, com perda da qualidade do habitat, não há indícios de grandes declínios populacionais no período de 10 anos (superior a três gerações) para *Uca cumulanta*. É explorada inadequadamente para fins de aquariofilia. A espécie tem ciclo de vida curto e é abundante em manguezais conservados. É importante destacar, também, que 86% das áreas de manguezal no Brasil se concentram no Norte e Nordeste, que detêm os sistemas estuarinos melhor conservados. Portanto, *Uca cumulanta* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Uca leptodactyla* Rathbun, 1898**

Categoria e critério da avaliação: LC.

Justificativa: *Uca leptodactyla* é uma espécie estuarina de substratos arenosos vegetados e não vegetados, restrita a áreas de manguezal, amplamente distribuída no Atlântico Ocidental desde a Flórida (Estados Unidos) até o Brasil (do Maranhão à Santa Catarina). Apesar dos manguezais estarem sujeitos à forte pressão antrópica, com perda da qualidade do habitat, inclusive com registros de extinções locais por supressão de áreas, não há indícios de grandes declínios populacionais no período de 10 anos (superior a três gerações) para *Uca leptodactyla*, pois, é uma das espécies mais abundantes em manguezais conservados. A espécie tem ciclo de vida curto

e não é explorada comercialmente. É importante destacar, também, que 59,87% das áreas de manguezal no Brasil se concentram no Nordeste, onde os sistemas estuarinos estão melhor conservados. Portanto, *Uca leptodactyla* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Uca maracoani* Latreille, 1802**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Uca maracoani* é uma espécie estuarina de substratos argilosos não vegetados, restrita a áreas de manguezal, amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, das Antilhas até o Brasil (do Amapá até Santa Catarina). Apesar dos manguezais estarem sujeitos à forte pressão antrópica, com perda da qualidade do habitat, inclusive com registro de extinções locais por supressão de áreas, não há indícios de grandes declínios populacionais no período de 10 anos (superior a três gerações) para *Uca maracoani*. A espécie tem ciclo de vida curto, é relativamente abundante em manguezais conservados e não é explorada comercialmente. É importante destacar, também, que 86% das áreas de manguezal no Brasil se concentram no Norte e Nordeste, onde se encontram os sistemas estuarinos melhor conservados. Portanto, *Uca maracoani* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Uca mordax* Smith, 1870**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Uca mordax* é uma espécie restrita à margem de rios dominada por florestas de restinga contíguas a sistemas estuarinos. É amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, do Golfo do México até o Brasil (do Amapá ao Rio Grande do Sul). Apesar das restingas estarem sujeitas à forte pressão antrópica, com perda da qualidade do habitat, inclusive com registros de extinções locais por supressão de áreas, não há indícios de grandes declínios populacionais no período de 10 anos (superior a três gerações) para *Uca mordax*. A espécie tem ciclo de vida curto, é muito abundante em restingas conservadas e não é explorada comercialmente. Portanto, *Uca mordax* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Uca rapax* Smith, 1870**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Uca rapax* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental desde a Flórida (Estados Unidos) até o Brasil (do Pará à Santa Catarina). Trata-se de espécie eurihalina, que habita substratos areno-lodosos vegetados e não vegetados restritos a áreas de manguezal. Apesar dos manguezais estarem sujeitos à forte pressão antrópica, com perda da qualidade do habitat, inclusive com registros de extinções locais por supressão de áreas, não há indícios de grandes declínios populacionais no período de 10 anos (superior a três gerações) para *Uca rapax*. É explorada ilegalmente para fins de aquarofilia, contudo esta não foi considerada uma ameaça significativa. A espécie tem ciclo de vida curto e é

abundante em manguezais. Portanto, *Uca rapax* foi categorizada com Menos Preocupante – LC.

***Uca thayeri* Rathbun, 1900**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Uca thayeri* é uma espécie estuarina eurihalina amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, da Flórida (Estados Unidos) até o Brasil (do Amapá à Santa Catarina). Habita preferencialmente solos sombreados no interior de manguezais. Apesar desse ecossistema estar sujeito à forte pressão antrópica, com perda da qualidade do habitat, inclusive com registros de extinções locais por supressão de áreas, não há indícios de grandes declínios populacionais no período de 10 anos (superior a três gerações) para *Uca thayeri*. A espécie tem ciclo de vida curto, é relativamente abundante em manguezais conservados e não é explorada comercialmente. É importante destacar, também, que 86% das áreas de manguezal no Brasil se concentram no Norte e Nordeste, que detêm os sistemas estuarinos melhor conservados. Portanto, *Uca thayeri* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Uca uruguayensis* Nobili, 1901**

Categoria e critério da avaliação: NT

Justificativa: As áreas de manguezais em que a espécie ocorre (entre o Rio de Janeiro e o Rio Grande do Sul) estão sujeitas à forte pressão antrópica, sendo que grande parte delas são circunvizinhos à médias e grandes cidades e o estado de conservação dos mesmos é inferior, comparando-se à outras áreas das regiões nordeste e norte do Brasil. Desta forma supõe-se que a extensão de ocorrência desta espécie é inferior a 5.000 km², somando a área dos mangues, mais as áreas de marismas. Assim, atende ao critério B1 b(iii), mas a população não encontra-se severamente fragmentada, não há um pequeno número de localizações e nem flutuações extremas, de modo que a espécie não pode ser categorizada como “Em perigo (EN)”. Desta forma, a espécie foi considerada como “Quase ameaçada” (NT), sendo quase atendido o critério B1.

***Uca victoriana* von Hagen, 1987**

Categoria e critério da avaliação: (NT) B1 b(iii).

Justificativa: *Uca victoriana* é uma espécie estuarina endêmica do Brasil, ocorrendo de Pernambuco ao Rio de Janeiro. Habita manguezais com substratos preferencialmente lodosos não vegetados. A extensão de ocorrência da espécie inferida foi menor que 5.000 km², que enquadraria a espécie como Em Perigo (EN) pelo critério B1. O ecossistema manguezal está sujeito à forte pressão antrópica (principalmente aterro e poluição), ou seja, existe um declínio continuado da qualidade de habitat para a espécie (item b(iii)). Contudo, os outros subcritérios necessários para enquadrar a espécie em alguma categoria de ameaça não foram atingidos. Portanto, *Uca victoriana* foi categorizada como Quase Ameaçada (NT).

Uca vocator* Herbst, 1804*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: Espécies do gênero *Uca* são comuns nos estuários brasileiros, contudo, pouco se sabe sobre *U. vocator*. Apesar dos estuários estarem sujeitos à forte pressão antrópica, com declínio da qualidade do habitat, a população da espécie não é severamente fragmentada, não há poucas localizações nem flutuações extremas. Desta forma, *U. vocator* foi categorizada como “Menos Preocupante” (LC).

Prancha I



Uca burgersi Holthuis, 1967
Foto: Chris Lukhaup



Uca cumulanta Crane, 1943
Foto: Luis Ernesto Bezerra



Uca leptodactyla Rathbun, 1898
Foto: Luis Ernesto Bezerra



Uca maracoani Latreille, 1802
Foto: Luis Ernesto Bezerra



Uca mordax Smith, 1870
Foto: Marne Campos



Uca rapax Smith, 1870
Foto: Luis Ernesto Bezerra

Prancha II



***Uca thayeri* Rathbun, 1900**
Foto: Luis Ernesto Bezerra



***Uca uruguayensis* Nobili, 1901**
Foto: Jorge Grotteria



***Uca victoriana* Von Hagen, 1987**
Foto: Walther Ishikawa



***Uca vocator* Herbst, 1804**
Foto: Arthur Anker

CAPÍTULO 20

AVALIAÇÃO DOS CAMARÕES PALEMONÍDEOS (DECAPODA: PALAEMONIDAE)

Fernando L. Mantelatto, Leonardo G. Pileggi, Célio Magalhães, Fabrício L. Carvalho, Sérgio S. da Rocha, Emerson C. Mossolin, Natalia Rossi & Sérgio L. S. Bueno

Palavras-chave: água doce, ameaça, extinção, impacto.

Introdução

A família Palaemonidae Rafinesque, 1815 tem ampla distribuição geográfica, ocupando uma imensa diversidade de ambientes, e inclui espécies com grande interesse econômico (Ramos-Porto & Coelho, 1998; Melo, 2003; Ferreira et al., 2010). Mundialmente, é representada por 130 gêneros e cerca de 1000 espécies (De Grave & Fransen, 2011; Carvalho & Mantelatto, com. pessoal - 2013), alocadas nas subfamílias Palaemoninae Kingsley, 1878 (com 14 gêneros e 379 espécies) e Pontoniinae Kingsley, 1878 (com 116 gêneros e 602 espécies), embora a validade dessas subfamílias tenha sido questionada (De Grave et al., 2015). O número de espécies vem sendo constantemente ajustado, com novas descrições, reconhecimento de sinonímias e espécies crípticas (Knowlton, 2000). No território brasileiro são registradas 64 espécies, sendo 38 palemoníneos e 27 pontoníneos (Ramos-Porto & Coelho, 1998; Melo, 2003; Ferreira et al., 2010; Pileggi & Mantelatto, 2012; Vieira et al., 2012; Almeida et al., 2014; Carvalho, 2014; Carvalho et al., 2014)

Dentre os gêneros de palemoníneos, *Macrobrachium* Spence Bate, 1868 é o mais especioso, com 246 espécies válidas mundialmente, 19 das quais reportadas para o Brasil, incluindo duas espécies introduzidas (Magalhães et al., 2005; De Grave & Fransen, 2011; Maciel et al., 2011; Pileggi & Mantelatto, 2012; De Grave & Ashelby, 2013; Vera-Silva et al., 2016). *Palaemon* Weber, 1795, compreende 84 espécies válidas mundialmente, 9 das quais reportadas para o Brasil (De Grave & Ashelby, 2013; Carvalho, 2014; Carvalho et al., 2014), considerando *Palaemonetes* Heller, 1869, *Coutierea* Nobili, 1901, e *Exopalaemon* Holthuis, 1950, como sinônimos de *Palaemon*, segundo De Grave & Ashelby (2013). Aliados a estes, os seguintes gêneros (com respectivo número de espécies) são registrados para o Brasil *Brachycarpus* Spence Bate, 1888 (2 espécies); *Cryphiops* Dana, 1852 (uma única espécie endêmica);

Leander Desmarest, 1849 (2 espécies), *Nematopalaemon* Holthuis, 1950 (1 espécie) e *Pseudopalaemon* Sollaud, 1911 (5 espécies) (Melo, 2003; Ferreira et al., 2010).

Entre os gêneros de pontoníneos, que são exclusivamente marinhos, *Periclimenes* Costa, 1844 é o mais especioso, com 152 espécies válidas mundialmente, quatro das quais registradas para o Brasil (De Grave & Fransen, 2011; Vieira et al., 2012). Além deste, os seguintes gêneros (com respectivo número de espécies) são registrados para o Brasil, segundo revisão de Vieira et al. (2012) e Almeida et al. (2014): *Ancylomenes* Okuno & Bruce, 2010 (2 espécies); *Cuapetes* Clark, 1919 (1 espécie); *Holthuisaeus* Anker & De Grave, 2010 (1 espécie); *Lipkebe* Chace, 1969 (1 espécie); *Neopontonides* Holthuis, 1951 (1 espécie); *Periclimenaeus* Borradaile, 1915 (6 espécies); *Pontonia* Latreille, 1829 (2 espécies); *Pseudocoutiera* Holthuis, 1951 (1 espécie); *Pseudopontonides* Heard, 1986 (1 espécie); *Typton* O.G. Costa, 1844 (6 espécies) e *Urocaris* Stimpson, 1860 (1 espécie). Apesar desta ampla diversidade, nesta publicação os membros desta subfamília não foram avaliados e, portanto, nenhuma referência específica foi feita para seus gêneros/espécies ao longo do texto.

Esse cenário no universo da biota nacional é norteado por muitas inconsistências taxonômicas, as quais vêm sendo sanadas com estudos filogenéticos a partir da utilização de dados moleculares e novas alterações e/ou abordagens já foram e/ou estão sendo propostas. Temos como exemplo recente deste cenário de alterações taxonômicas, atualizadas neste capítulo, as espécies do gênero *Palaemonetes* que foram alocadas ao gênero *Palaemon* (ver De Grave & Ashelby, 2013, para detalhes), mas avaliadas na ocasião das oficinas com a nomenclatura antiga. Neste rumo, esta família apresenta fortes evidências da necessidade de vários outros ajustes taxonômicos, os quais certamente culminarão em rearranjos nomenclaturais como este, bem como a descrição de novas espécies. Outros exemplos de tais propostas estão consolidados em algumas publicações, como Pileggi & Mantelatto (2010), De Grave & Ashelby (2013), Rossi & Mantelatto (2013), Carvalho (2014), Carvalho et al. (2014), Pileggi et al. (2014), Vera-Silva et al. (2016) e Rossi et al. (2016).

Distribuição Geográfica

Membros desta família apresentam ampla distribuição geográfica, ocorrendo em águas tropicais e subtropicais de ambientes dulcícolas, estuarinos e marinhos em todo o planeta. Especificamente para os representantes de palemoníneos avaliados neste estudo tem-se o seguinte perfil: *Macrobrachium* spp. estão distribuídas por toda a América, Caribe, África e Ásia; *Palaemon* spp. estão registradas para América, Caribe, África, Europa, Ásia e Oceania; *Cryphiops* spp. estão restritas às Américas do Norte e do Sul; e *Pseudopalaemon* spp. são endêmicas da América do Sul. Informações distribucionais específicas, em particular para as espécies com ocorrência no Brasil

e que foram avaliadas, podem ser acessadas nas referências deste capítulo.

Habitat e Ecologia

Os representantes de *Macrobrachium* ocorrem em ambientes dulcícolas e estuarinos, *Palaemon* ocupa ambientes dulcícolas, estuarinos e marinhos, enquanto que *Cryphiops* e *Pseudopalaemon* são estritamente dulcícolas. Os demais gêneros, não avaliados, são exclusivamente marinhos. Normalmente encontram-se associados à vegetação marginal submersa, em plantas aquáticas, sob ou entre rochas, cascalhos, raízes e/ou serapilheira no leito dos cursos d'água.

Alguns camarões dos gêneros *Macrobrachium* e *Palaemon* são anfídromos e necessitam de água salobra para completar seu ciclo de vida (Holthuis, 1952; Barros, 1995; Bauer & Delahoussaye, 2008). Outras espécies de *Macrobrachium*, a exemplo de representantes de *Palaemon* e *Pseudopalaemon*, são registradas em ambientes dulcícolas lóticos e lênticos de baixa energia e frequentemente associados a macrófitas (Bond-Buckup & Buckup, 1989; De Grave et al., 2008). Para espécies de *Palaemon* e *Pseudopalaemon*, há forte associação específica com sistemas aquáticos encontrados na bacia amazônica (águas brancas, claras e pretas) (Kensley & Walker, 1982).

De maneira geral, os palemonídeos apresentam dieta onívora, alimentando-se majoritariamente de organismos bentônicos, mas também do plâncton, sendo que os principais itens alimentares são algas, detritos vegetais, anelídeos oligoquetos, larvas de dípteros, microcrustáceos e fungos. Informações específicas dos representantes avaliados encontram-se disponíveis na literatura citada.

Biologia Geral

De modo geral, apesar dos palemonídeos que ocorrem em território brasileiro apresentarem aspectos populacionais e reprodutivos similares, existem variações entre os gêneros. Contudo, a maioria das informações biológicas é centrada em publicações nos representantes dos gêneros *Macrobrachium* e *Palaemon*, devido à diversidade, abundância ou interesse comercial. Tal condição faz com que algumas espécies desses gêneros tenham sido melhor estudadas e objeto de pesquisas que abrangeram estudos sobre fisiologia, reprodução, desenvolvimento morfológico e larval, comportamento, biologia de populações e ecologia. Para *Cryphiops*, as informações são praticamente inexistentes, exceto aos pouquíssimos dados que constam da descrição original da espécie brasileira. Pelo exposto, listar toda literatura pertinente traria um volume imenso de referências, alterando o foco do capítulo.

A variabilidade morfológica populacional é um aspecto marcante entre os palemonídeos. Essa situação é tão pronunciada que é uma das grandes responsáveis pelas inconsistências na taxonomia desses gêneros (García-Dávila & Magalhães, 2003; Pileggi & Mantelatto, 2010, 2012; Carvalho et al., 2014). Parte dessa variabilidade pode estar relacionada à presença de espécies não descritas, ao desenvolvimento ontogenético dos indivíduos ou com a ocorrência de diferentes morfotipos associados à dominância social, como já relatado para *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) e *M. rosenbergii* (De Man, 1879) (Kuris et al., 1987; Moraes-Riodades & Valenti, 2004; Pantaleão et al., 2014).

O tamanho corporal dos camarões palemonídeos é variável, sendo os representantes do gênero *Macrobrachium* os maiores da família em relação aos demais membros da fauna brasileira [p. ex., *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758), que atinge 250 mm de comprimento total]. Devido ao porte avantajado, algumas espécies são cultivadas comercialmente, como *M. amazonicum* e *M. carcinus* (Maciel & Valenti, 2009). Já os representantes de *Cryphiops*, *Palaemon* e *Pseudopalaemon* são menores, com comprimento total de até 50 mm (Gomes-Correa, 1973; García-Dávila et al., 2005).

Assim como os demais camarões carídeos, a distinção entre os sexos, nos quatro gêneros aqui avaliados, é feita com base na ausência ou presença do apêndice masculino localizado no segundo par de pleópodes. O abdome desses camarões tem o formato encontrado em outros camarões carídeos, com a pleura do segundo segmento abdominal sobrepondo-se à pleura do primeiro e terceiro segmentos, sendo mais larga em fêmeas, e constituindo uma característica sexual secundária adaptada à incubação dos ovos que ficam aderidos aos pleópodes sob o abdome até a eclosão larval.

Observa-se que, para a maioria das espécies de palemonídeos neotropicais estudada, a reprodução é contínua-sazonal, com picos de maior atividade no verão, sendo que tais evidências foram obtidas com base na análise do número e na condição do desenvolvimento ovariano das fêmeas ovígeras na população, em amostras tomadas regularmente durante ciclos anuais (Mossolin & Bueno, 2002; Magalhães et al., 2012). A proporção sexual é variável quanto à tendência em favor dos machos ou das fêmeas (Mossolin & Bueno, 2002; Tamburus et al., 2012; Mossolin et al., 2013).

Os camarões palemonídeos podem ter diferentes estratégias reprodutivas: o primeiro com desenvolvimento larval estendido e dependência do ambiente marinho; o segundo incluindo espécies distribuídas em águas interiores e costeiras, no qual o desenvolvimento larval é mais ou menos prolongado; e o terceiro tipo inclui espécies com desenvolvimento larval abreviado que são independentes da influência marinha e são geralmente restritas a águas interiores (Williamson, 1973; Magalhães & Walker, 1988; Bueno & Rodrigues, 1995; Alekhnovich & Kulesh, 2001).

A fecundidade tem relação direta com o tamanho das fêmeas e a latitude em que

as populações habitam, com enorme amplitude de variação inter e intraespecífica (entre 7 a 242.437 ovos) como observada entre as espécies de *Macrobrachium* (ver Tamburus et al., 2012 e Meireles et al., 2013 para revisão) e entre 8 a 250 ovos entre as espécies de *Palaemon* (ver Magalhães, 1986, 1988; Azevedo et al., 2004). A dimensão dos ovos e o investimento reprodutivo acompanham esse padrão, com variações em relação ao estágio de desenvolvimento embrionário, o tipo de ambiente e a latitude de ocorrência (Magalhães, 1986; Nazari et al., 2000; Tamburus et al., 2012; Meireles et al., 2013). Informações detalhadas sobre a morfologia larval desses palemonídeos encontram-se disponíveis em literatura específica.

Nota-se que o fato de carregar ovos grandes e em pequena quantidade constitui um indicativo que a espécie deve ter um desenvolvimento larval do tipo abreviado (Müller, 1892; Bueno & Rodrigues, 1995; Magalhães, 2000), que tem importante papel na capacidade de dispersão, conectividade entre populações e possível dependência de ambientes com influência marinha e, conseqüentemente, na susceptibilidade a algumas ameaças.

Ameaças

Com base nos critérios de avaliação do estado de conservação proposto pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), são poucas as espécies consideradas ameaçadas de extinção ou em algum estágio crítico. Seguramente as principais ameaças para os palemonídeos registrados em território brasileiro são barramento de rios, destruição dos habitats, degradação da qualidade da água, diminuição da vazão dos rios e aterros parciais das regiões de estuário e manguezais, vitais para a reprodução de muitas das espécies. A prática do cultivo não controlado de *Macrobrachium* em áreas não nativas, com possibilidade de dispersão acidental e/ou provocada, pode representar preocupação futura em alguns casos.

Ações de Conservação

Exceto para *Macrobrachium carcinus*, em algumas regiões, não são conhecidas ações de conservação direcionadas a espécies de palemonídeos, sendo que algumas delas são abundantes e/ou apresentam ampla distribuição. Uma parcela dessa diversidade encontra-se protegida, em teoria, por estar em áreas com forte atenção quanto à conservação, como a Amazônia brasileira, por exemplo.

Ações diretas para a conservação de *M. carcinus* no Brasil estão previstas no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Aquáticas Ameaçadas de Extinção da Bacia do Rio Paraíba do Sul (São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais) instituído pela Resolução ICMBio nº 131, de 14 de dezembro de 2010 e alteradopela

Resolução ICMBio nº 17, de 11 de outubro de 2012, e o Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal, instituído pela Resolução ICMBio nº 9, de 29 de janeiro de 2015.

Pesquisas Necessárias

O cenário vigente aponta para a necessidade de novos inventários em locais ainda não estudados ou pouco explorados. Soma-se a esse perfil, a condição de que vários aspectos sobre a história de vida ainda necessitam ser investigados, bem como um melhor conhecimento de sua distribuição, para que haja o mínimo de subsídio para uma avaliação mais precisa do estado de conservação das espécies, em âmbitos hidrográficos, regional e nacional. Informações sobre o status taxonômico de algumas das espécies de palemonídeos ocorrentes no Brasil, são imprescindíveis, e estão em curso por alguns dos autores deste capítulo, no intuito de averiguar a validação taxonômica, bem como detecção da diversidade genética e a presença de espécies crípticas ao longo da ampla faixa de distribuição, no intuito de melhor respaldar as ações conservacionistas e desenvolvimento sustentável.

Bibliografia

- Alekhnovich, A.V. & Kulesh, V.F. 2001. Variation in the parameters of the life cycle in prawns of the genus *Macrobrachium* Bate (Crustacea, Palaemonidae). *Russian Journal of Ecology*, 32: 454-459.
- Almeida, A.O.; Anker, A. & Mantelatto, F.L. 2014. A new snapping species of the shrimp genus *Typton* Costa, 1844 (Decapoda: Palaemonidae) from the coast of São Paulo, southeastern Brazil. *Zootaxa*, 3835(1): 110-120.
- Azevedo, C.L.O.; Pessano, E.F.C.; Tomassoni, D.S.; Querol, M.V.M. & Querol, E. 2004. Aspectos da biologia e ecologia de *Palaemonetes argentinus* (Nobili, 1901) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae), no arroio Felizardo, bacia do médio Rio Uruguai, Uruguaiana, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, 17(2): 91-106.
- Barros, M.P. 1995. Dados biológicos sobre *Macrobrachium olfersii* (Wiegmann, 1836) (Decapoda: Palaemonidae) da Praia da Vigia, Garopava, S.C., Brasil. *Biociências*, 3(2): 239-252.
- Bauer, R.T. & Delahoussaye, J. 2008. Life history migrations of the amphidromous river shrimp *Macrobrachium ohione* from a continental large river system. *Journal of Crustacean Biology*, 28(4): 622-632.
- Bond-Buckup, G. & Buckup, L. 1989. Os Palaemonidae de águas continentais do Brasil meridional (Crustacea, Decapoda). *Revista brasileira de Biologia*, 49(4): 883-896.
- Bueno, S.L.S. & Rodrigues, S.A. 1995. Abbreviated larval development of the

- freshwater prawn, *Macrobrachium iheringi* (Ortmann, 1897) (Decapoda, Palaemonidae), reared in the laboratory. *Crustaceana*, 68(6): 665-686.
- Carvalho, F.L. 2014. Sistemática do gênero *Palaemon* Weber, 1795 (Decapoda, Palaemonidae): uma abordagem molecular e morfológica de padrões filogeográficos, evolução de características ecológicas e status taxonômico das espécies no Brasil. Tese. FFCLRP, Universidade de São Paulo. 192p.
- Carvalho, F.L.; Magalhães, C. & Mantelatto, F.L. 2014. Molecular and morphological differentiation between two Miocene-divergent lineages of Amazonian shrimps, with the description of a new species (Decapoda, Palaemonidae, *Palaemon*). *Zookeys*, 457: 79-108.
- De Grave, S.; Cai, Y. & Anker, A. 2008. Global diversity of shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 287-293.
- De Grave, S. & Fransen, C.H.J.M. 2011. Carideorum Catalogus: The recent species of the Dendrobranchiate, Stenopodidean, Procarididean and Caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). *Zoologische Mededelingen*, 85: 195-588.
- De Grave, S. & Ashelby, C.W. 2013. A re-appraisal of the systematic status of selected genera in Palaemoninae (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae). *Zootaxa*, 3734(3): 331-344.
- De Grave, S.; Fransen, C.H.J.M. & Page, T.J. 2015. Let's be pals again: major systematic changes in Palaemonidae (Crustacea: Decapoda). *Peer J*, 3: e1167.
- Ferreira, R.S.; Vieira, R.R.R. & D'Incao, F. 2010. The marine and estuarine shrimps of the Palaemoninae (Crustacea: Decapoda: Caridea) from Brazil. *Zootaxa*, 2606: 1-24.
- García-Dávila, C.R. & Magalhães, C. 2003. Revisão taxonômica de camarões de água doce (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae e Sergestidae) da Amazônia peruana. *Acta Amazonica*, 33: 663-686.
- García-Dávila, C.R.; Magalhães, C. & Guerrero, J.C.H. 2005. Morphometric variability in populations of *Palaemonetes* spp. (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from the Peruvian and Brazilian Amazon Basin. *Iheringia, Série Zoologia*, 95: 327-334.
- Gomes-Corrêa, M.M. 1973. Descrição de uma espécie nova do Gênero *Cryphiops* (Decapoda, Natantia, Palaemonidae). *Revista brasileira de Biologia*, 33(2): 169-173.
- Holthuis, L.B. 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Natantia) of the Americas. II. The Subfamily Palaemonidae. *Occasional Papers of the Allan Hancock Foundation* 12: 1-396.
- Kensley, B. & Walker, I. 1982. Palaemonid shrimps from the Amazon basin, Brazil (Crustacea, Decapoda, Natantia). *Smithsonian Contribution to Zoology*, 362: 1-28.
- Knowlton, N. 2000. Molecular genetics analyses of species boundaries in the sea. *Hydrobiologia*, 420: 73-90.
- Kuris, A.M.; Ra'Anan, Z.; Sagi, A. & Cohen, D. 1987. Morphotypic differentiation of male Malaysian giant prawns, *Macrobrachium rosenbergii*. *Journal of Crustacean Biology*, 7(2): 219-237.

- Maciel, C.R. & Valenti, W.C. 2009. Biology, fisheries, and aquaculture of the Amazon River Prawn *Macrobrachium amazonicum*: a review. *Nauplius*, 17(2): 61-79.
- Maciel, C.R.; Quadros, M.L.A.; Abrunhosa, F.A.; Peixoto, S.N.B.; Schneider, H. & Sampaio, M.I.C. 2011. Occurrence of the Indo-Pacific freshwater prawn *Macrobrachium equidens* Dana, 1852 (Decapoda, Palaemonidae) on the coast of Brazilian Amazonia, with notes on its reproductive biology. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83: 533- 544.
- Magalhães, C. 1986. The larval development of palaemonid shrimps from the Amazon region reared in the laboratory IV. Abbreviated development of *Palaemonetes ivonicus* Holthuis, 1950 (Crustacea, Decapoda). *Amazoniana*, 10: 63-78.
- Magalhães, C. 1988. The larval development of Palaemonid shrimps from the Amazon region reared in the laboratory. III. Extremely abbreviated development of *Palaemonetes (Palaemonetes) mercedae* Pereira, 1986 (Crustacea, Decapoda). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 23(1): 1-8.
- Magalhães, C. 2000. Abbreviated larval development of *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) from the Rio Solimões floodplain, Brazil, reared in the laboratory. *Nauplius*, 8(1): 1-14.
- Magalhães, C. & Walker, I. 1988. Larval development and ecological distribution of central Amazonian palaemonid shrimps (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 55: 279-292.
- Magalhães, C.; Bueno, S.L.S.; Bond-Buckup, G.; Valenti, W.C.; Silva, H.L.M.; Kiyohara, F.; Mossolin, E.C. & Rocha, S.S. 2005. Exotic species of freshwater decapod crustacean in the state of São Paulo, Brazil: records and possible causes of their introduction. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1929-1945.
- Magalhães, T.; Mossolin, E.C. & Mantelatto, F.L. 2012. Gonadosomatic and hepatosomatic indexes of the freshwater shrimp *Macrobrachium olfersii* (Decapoda, Palaemonidae) from São Sebastião Island, Southeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 7(1): 1-9.
- Melo, G.A.S. 2003. Famílias Atyidae, Palaemonidae e Sergestidae, p. 289-415. In: Melo, G.A.S. (Ed.). *Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil*. São Paulo, Edições Loyola, 430p.
- Meireles, A.L.; Valenti, W.C. & Mantelatto, F.L. 2013. Reproductive variability of the Amazon River Prawn, *Macrobrachium amazonicum* (Caridea, Palaemonidae): influence of life cycle on egg production. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(4): 718-731.
- Moraes-Riodades, P.M.C. & Valenti, W.C. 2004. Morphotypes in male Amazon river prawns, *Macrobrachium amazonicum*. *Aquaculture*, 236(1-4): 297-307.
- Mossolin, E.C. & Bueno, S.L.S. 2002. Reproductive Biology of *Macrobrachium olfersii* (Decapoda, Palaemonidae) in São Sebastião, Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 22(2): 367-376.
- Mossolin, E.C.; Peiró, D.F.; Rossingnoli, M.O.; Rajab, L.P. & Mantelatto, F.L. 2013.

- Population and reproductive features of the freshwater shrimp *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) from São Paulo State, Brazil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 35(3): 429-436.
- Müller, F. 1892. O camarão preto, *Palaemon potiuna*. Segunda parte: A metamorfose dos filhos. *Archivos do Museu Nacional do Rio de Janeiro*, 8: 192-206.
- Nazari, E.M.; Müller, Y.M.R. & Ammar, D. 2000. Embryonic development of *Palaemonetes argentinus* Nobili, 1901 (Decapoda, Palaemonidae), reared in the laboratory. *Crustaceana*, 73(2): 143-152.
- Pantaleão, J.A.F.; Hirose, G.L. & Costa, R.C. 2014. Occurrence of male morphotypes of *Macrobrachium amazonicum* (Caridea, Palaemonidae) in a population with an entirely freshwater life cycle. *Brazilian Journal of Biology*, 74(3 suppl.): 223-232.
- Pileggi, L.G. & Mantelatto, F.L. 2010. Molecular phylogeny of the freshwater prawn genus *Macrobrachium* (Decapoda, Palaemonidae), with emphasis on the relationships among selected American species. *Invertebrate Systematics*, 24(1): 194-208.
- Pileggi, L.G. & Mantelatto, F.L. 2012. Taxonomic revision of some doubtful Brazilian freshwater shrimp species of genus *Macrobrachium* (Decapoda, Palaemonidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 102(4): 426-437.
- Pileggi, L.G.; Rossi, N.; Wehrtmann, I.S. & Mantelatto, F.L. 2014. Molecular perspective on the American transisthmian sister of *Macrobrachium* (Caridea, Palaemonidae). *Zookeys*, 457: 109-31.
- Ramos-Porto, M. & Coelho, P.A. 1998. Malacostraca. Eucarida. Caridea (Alpheoidea excluded). In: Young, P.S. (Ed.). *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 325-350.
- Rossi, N. & Mantelatto, F.L. 2013. Molecular analysis of the freshwater prawn *Macrobrachium olfersii* (Decapoda, Palaemonidae) supports the existence of a single species throughout its distribution. *PLoS ONE* 8(1): e54698.
- Rossi, N.; De Grave, S. & Mantelatto, F.L. 2016. A note on the correct spelling of the name of the freshwater shrimp *Macrobrachium olfersii* (Wiegmann, 1836) (Decapoda, Palaemonidae). *Zootaxa*, 4114(5): 587-589.
- Tamburus, A.F.; Mossolin, E.C. & Mantelatto, F.L. 2012. Populational and reproductive aspects of *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) (Crustacea: Palaemonidae) from north coast of São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 16(1): 9-18.
- Vera-Silva, A.L.; Carvalho, F.L. & Mantelatto, F.L. 2016. Distribution and genetic differentiation of the shrimp *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) reveal evidence of non-natural introduction and cryptic allopatric speciation. *Journal of Crustacean Biology*, 36(3): 373-383.
- Vieira, R.R.R.; Ferreira, R.S. & D`Incao, F. 2012. Pontoniinae (Crustacea: Decapoda: Caridae) from Brazil with taxonomic key. *Zootaxa*, 3149: 1-38.
- Williamson, D.I. 1973. Larval development in a marine and a freshwater species of *Macrobrachium* (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, 23: 282-298.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Cryphiops brasiliensis* Gomes Corrêa, 1973**

Categoria e critério da avaliação: Dados Insuficientes - DD

Justificativa: Não foi possível avaliar o estado de conservação de *Cryphiops brasiliensis* de acordo com os critérios da IUCN (2001) devido às poucas informações disponíveis. A espécie é endêmica de uma área restrita no Distrito Federal e é encontrada com grande dificuldade e esforço em alguns poucos cursos d'água. Pouco se conhece sobre sua biologia. Por isso, foi enquadrada na categoria Dados Insuficientes (DD). Entretanto, pode estar ameaçada, tendo em vista o endemismo e a forte pressão antrópica na região de ocorrência, que apresenta sinais de poluição e desmatamento.

***Leander paulensis* Ortmann, 1897**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Leander paulensis* se distribui no Atlântico Ocidental, EUA (Flórida), Antilhas e Brasil (Atol das Rocas, Maranhão até Santa Catarina). Habita águas marinhas, do entre marés até 16 m, em fundos de areia, em pradarias de algas moles e fanerógamas marinhas, ocorrendo também em estuários. Não foram identificadas ameaças específicas. Por isso, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836)**

Categoria e critério da avaliação: Dados Insuficientes - DD

Justificativa: *Macrobrachium acanthurus* apresenta ampla distribuição e é abundante nos rios em que ocorre, apresentando subpopulações com grande número de indivíduos. Há indícios de declínio populacional em algumas regiões do Nordeste e do estado do Rio de Janeiro. Entre os camarões deste gênero, *M. acanthurus* destaca-se pelo alto potencial para exploração em escala comercial e também pelo extrativismo por comunidades ribeirinhas. Além disso, a espécie está ameaçada pela poluição e modificação dos rios, supressão das matas ciliares, despejo de esgoto, lixo e agrotóxicos em estuários e ambientes de água doce. Contudo, os dados da literatura ainda são insuficientes para uma melhor diagnose do estado de conservação e dos efeitos das ameaças sobre a espécie em um escopo Nacional. Por isso, a espécie foi categorizada como Dados Insuficientes (DD).

***Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium amazonicum* é uma espécie abundante e amplamente distribuída, em parte decorrente da utilização na aquicultura ou como espécie

forrageira para piscicultura extensiva em reservatórios. Embora possa estar próximo ao limiar da sobre pesca em alguns locais, não há evidência de ameaças significativas ao longo de toda sua distribuição. Portanto, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium borelli* (Nobili, 1896)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium borelli* ocorre no Brasil, apenas na porção sul do Rio Grande do Sul, em região afetada por poluição e alterações de habitat, principalmente pela agricultura intensiva. Apesar disso, por ser uma ameaça difusa ao longo da distribuição da espécie, cuja população não está severamente fragmentada, tais ameaças podem não causar uma redução populacional significativa. Por este motivo, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium brasiliense* (Heller, 1862)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium brasiliense* é uma espécie abundante e amplamente distribuída, inclusive em outros países sul americanos. Não há evidência de ameaças significativas ao longo de toda sua distribuição. Portanto, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758)**

Categoria e critério da avaliação: Dados Insuficientes - DD

Justificativa: Entre os camarões do gênero *Macrobrachium*, essa espécie destaca-se pelo alto potencial para exploração em escala comercial e possui grande importância para as populações ribeirinhas locais, particularmente nas regiões do Nordeste. Há registros de pesca excessiva, indícios de redução populacional e evidência de redução na área de ocorrência da espécie. Entretanto, não há estimativas populacionais que quantifiquem a redução populacional, motivando a categorização da espécie como Dados Insuficientes (DD).

***Macrobrachium denticulatum* Ostrovski, Fonseca & Silva-Ferreira, 1996**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: Espécie endêmica da bacia do rio São Francisco. Há indicações de que a espécie é naturalmente pouco abundante, tendo sido registrada em poucos locais. No entanto, não há informação sobre sua tendência populacional. Por isso, foi enquadrada na categoria Dados Insuficientes (DD). Porém, estima-se que esteja sujeita à forte pressão antrópica devido ao despejo de poluentes e retirada de mata ciliar por loteamentos irregulares, especialmente em áreas pós-nascente do rio São Francisco.

***Macrobrachium ferreirai* Kensley & Walker, 1982**

Categoria e critério da avaliação: Dados Insuficientes - DD

Justificativa: *Macrobrachium ferreirai* é uma espécie abundante e amplamente distribuída na Amazônia ocidental, não havendo evidência de ameaças significativas ao longo de toda sua distribuição. Portanto, a espécie foi categorizada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium heterochirus* (Wiegmann, 1836)**

Categoria e critério da avaliação: Dados Insuficientes - DD

Justificativa: *Macrobrachium heterochirus* possui ampla distribuição geográfica no Brasil. Embora seja naturalmente pouco abundante, não são conhecidas ameaças significativas. Por isso, a espécie foi categorizada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium iheringi* (Ortemann, 1897)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium iheringi* é endêmica do Brasil, onde tem distribuição ampla. Embora a escassez de estudos relacionados à biologia dessa espécie dificulte uma diagnose do estado de conservação da espécie em âmbito nacional, não há indícios de ameaças significativas. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium inpa* Kensley & Walker, 1982**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium inpa* é uma espécie abundante e distribuída na bacia do baixo rio Negro nos estados do Amazonas e Roraima, não havendo evidência de ameaças significativas ao longo de toda sua distribuição. Ocorre em Unidades de Conservação Ambiental. Portanto, a espécie foi categorizada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium jelskii* é amplamente distribuída e abundante, ocorrendo em outros países sul americanos além do Brasil. Apesar de não existirem informações sobre sua tendência populacional, não há ameaças significativas. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium nattereri* (Heller, 1862)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium nattereri* é uma espécie abundante e amplamente distribuída na Amazônia, não há evidência de ameaças ao longo de toda sua distribuição. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium olfersii* (Wiegmann, 1836)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium olfersii* possui distribuição ampla no Brasil e é abundante. Apesar de ter sido avaliada como ameaçada no Espírito Santo, principalmente pela pressão antrópica em seus habitats, em especial nas regiões de estuário e manguezais (vitais para a reprodução da espécie), não havendo indícios de declínio populacional considerando a população do Brasil. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Macrobrachium potiuna* (Müller, 1880)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium potiuna* foi incluída na categoria Menos Preocupante (LC) por ser amplamente distribuída e abundante no Brasil, bem como por sua população encontrar-se em uma situação estável e sem ameaças relevantes.

***Macrobrachium surinamicum* Holthuis, 1948**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Macrobrachium surinamicum* é uma espécie abundante e bem distribuída na região do baixo Amazonas, baixo Tocantins e rios costeiros do Pará e Maranhão, além de ocorrer em outros países sul americanos. Não há evidência de ameaças significativas ao longo de toda sua distribuição. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Nematopalaemon schmitti* (Holthuis, 1950)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Nematopalaemon schmitti* se distribui no Atlântico Ocidental, Venezuela, na Guiana, Suriname, Guiana Francesa e Brasil (do Amapá até Rio Grande do Sul). Habita águas marinhas e estuarinas, em substratos variados como areia, lodo e cascalho, em profundidades de 5 até 75 metros. A espécie é capturada no sudeste e sul, como fauna acompanhante na pesca do arrasto de camarões, sendo descartada por não apresentar interesse comercial, devido ao seu pequeno tamanho e baixa biomassa. Da mesma forma que outros camarões, sua fragilidade estrutural impede que, após arrastados, sejam devolvidos ao mar ainda vivos. Embora a espécie seja capturada incidentalmente como fauna acompanhante na pesca de camarão, não há indício de que esta ameaça seja significativa. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Palaemon argentinus* Nobili, 1901**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Palaemonetes argentinus* é uma espécie abundante e amplamente distribuída nas bacias costeiras da região Sul do Brasil. As ameaças encontradas ao longo de sua distribuição não foram consideradas significativas. Portanto a espécie

foi avaliada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Palaemon ivonicus* Holthuis, 1950**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Palaemonetes ivonicus* é uma espécie abundante e amplamente distribuída nas bacias amazônicas e do rio Paraguai, sem evidência de ameaças ao longo de sua distribuição. Portanto a espécie foi avaliada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Palaemon mercedae* Pereira, 1986**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Palaemonetes mercedae* é uma espécie bem distribuída na bacia amazônica, sem evidência de ameaças ao longo de sua distribuição. Portanto a espécie foi avaliada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Palaemon northropi* (Rankin, 1898)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Palaemon northropi* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, desde as Bermudas até o Uruguai, ocorrendo nas áreas mais salinas do infralitoral raso e entre-marés. No Brasil, se distribui desde o Ceará até Santa Catarina, estando restrita aos ambientes estuarinos com fundos vegetados (gramíneas) ou em poças de maré, onde a espécie ocorre em baixas densidades. Embora seja conhecida certa degradação nos ambientes que ocupa, não significativa para a espécie em questão, sua ampla distribuição geográfica permite com que seja categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Palaemon pandaliformes* (Stimpson, 1871)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: O estado de conservação do camarão *Palaemon pandaliformis* foi avaliado base nos dados publicados sobre a espécie no território brasileiro. Possui distribuição ampla no Brasil e, apesar de existirem poucos estudos sobre a espécie, as publicações disponíveis indicam que é abundante. Não foram identificadas ameaças significativas sobre a espécie. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Palaemonetes carteri* Gordon, 1935**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante - LC

Justificativa: *Palaemonetes carteri* é uma espécie abundante e amplamente distribuída na bacia amazônica, sem evidência de ameaças ao longo de toda sua distribuição. É também registrada em outros países sul americanos. Portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



Cryphiops brasiliensis Gomes Corrêa, 1973
Foto: Fernando L. Mantelatto



Macrobrachium carcinus (Linnaeus, 1758)
Foto: Leonardo Pileggi & Fernando L. Mantelatto



Leander paulensis Ortmann, 1897
Foto: Fernando L. Mantelatto & Raquel C. Buranelli



Palaemon northropi (Rankin, 1898)
Foto: Fernando L. Mantelatto & Raquel C. Buranelli

CAPÍTULO 21

AVALIAÇÃO DAS LAGOSTAS-DE-ESPINHO (DECAPODA: PALINURIDAE)

William Santana, Carlos T. C. Ivo, José Dias Neto, Luis Felipe A. Duarte, Marcelo A. A. Pinheiro, Harry Boos, Allysson Pinheiro, Alexandre O. Almeida, Patricio Hernández & Petrônio A. Coelho (in memoriam)

Palavras-chave: *Achelata, ameaça, extinção, impacto.*

Introdução

As espécies da família Palinuridae Latreille, 1802, são comumente conhecidas no Brasil como lagostas ou lagostas-de-espinho. Esse grupo compreende atualmente 64 espécies, sendo a maioria de grande interesse econômico no mundo (Poore & Türkay, 2009; Chan, 2010; Duarte et al., 2010; Giraldes & Smyth, 2016). Atualmente essa família é composta por 12 gêneros (Chan, 2010), sendo eles: *Jasus* Parker, 1883; *Justitia* Holthuis, 1946; *Linuparus* White, 1847; *Nupalirus* Kubo, 1955; *Palibythus* Davie, 1990; *Palinurellus* von Martens, 1878; *Palinurus* Weber, 1795; *Palinustus* A. Milne-Edwards, 1880; *Panulirus* White, 1847; *Projasus* George & Grindley, 1964; *Puerulus* Ortmann, 1897; e *Sagmariasus* Holthuis, 1991.

Os palinurídeos são mais comuns em águas rasas (p. ex., *Panulirus gracilis* Streets, 1871), mas algumas espécies podem ser encontradas em águas profundas de até 600 m (p. ex., *Palinurus mauritanicus* Gruvel, 1911), habitando substratos de areia e lama, fundos rochosos, recifes de coral e conchas quebradas (Holthuis, 1991).

Devido ao seu alto interesse econômico, as lagostas-de-espinho são foco de inúmeros estudos sobre reprodução (MacDiarmid, 1989; Briones-Fourzan & Contreras-Ortiz, 1999; Goni et al., 2003), desenvolvimento larval (McWilliam & Phillips, 1987; McWilliam, 1995; Matsuda & Yamakawa, 2000; Sekine et al., 2001; Konishi et al., 2006; Matsuda et al., 2006), pesca (Idyll, 1968; Cruz et al., 1987; Holthuis, 1991; Yallonardo et al., 2001; Brock & Ward, 2004), comércio (Duarte et al., 2010) e ecologia (Herrnkind et al., 1975; Kanciruk, 1980; Munro, 1983), além de diversos outros aspectos da biologia deste grupo. Apesar de ser um grupo bastante estudado, devido ao interesse econômico e importância ecológica, o número de novas espécies descritas vem crescendo nas últimas décadas (Chan, 2010).

No Brasil são encontradas seis espécies: *Justitia longimanus* (Milne Edwards, 1837), *Palinustus truncatus* A. Milne-Edwards, 1880, *Palinurellus gundlachi* von Martens, 1878, *Panulirus argus* (Latreille, 1804), *P. echinatus* Smith, 1869, *P. guttatus* (Latreille, 1804) e *P. laevicauda* (Latreille, 1817) (Holthuis, 1991; Tavares, 2003). No caso de *P. truncatus* e *P. guttatus* a distribuição é restrita à região norte do Brasil (Amapá e Pará), sendo também ambas as espécies comuns no Mar do Caribe (Tavares, 2003). Embora *Panulirus guttatus* tenha sido levada para a oficina de avaliação em 2013, a distribuição marginal e os registros pontuais e possivelmente errôneos da espécie no Brasil levaram a não efetivação da avaliação do risco de extinção de *P. guttatus*.

Giraldes & Smyth (2016), descreveram a espécie *Panulirus meripurpuratus* Giraldes & Smyth, 2016 a partir dos registros de *P. argus* no Brasil. Deste modo, segundo o estudo, *P. argus* distribuiu-se somente ao norte da pluma do Rio Amazonas e *P. meripurpuratus* ao sul do Amazonas. Contudo, nas avaliações do risco realizadas em 2010 e 2013, foram consideradas as informações disponíveis para *P. argus* no Brasil, devendo esta recente informação ser utilizada no próximo ciclo de avaliação das espécies. Portanto, nesta avaliação, foram analisadas as espécies *J. longimanus*, *Palinustus truncatus*, *Palinurellus gundlachi*, *Panulirus argus*, *P. echinatus* e *P. laevicauda*.

Distribuição Geográfica

As espécies da família Palinuridae analisadas apresentam, em todos os casos, ampla distribuição geográfica (Holthuis, 1991). *Justitia longimanus* é encontrada no Atlântico Ocidental desde a Flórida, Bermudas até a Venezuela e, no Brasil, ocorre desde o Rio Grande do Norte até o Espírito Santo e Fernando de Noronha (Holthuis, 1959; Poupin, 1994; Melo, 1999). *Panulirus argus* ocorre na Bermudas, Carolina do Norte, Bahamas, do Golfo do México até América Central, incluindo várias ilhas do Caribe; na América do Sul, da Colômbia até o Brasil; e, na África, em Cabo Verde e Costa do Marfim. No Brasil, ocorre desde o Amapá até São Paulo, além do Atol das Rocas e arquipélagos de Fernando de Noronha e São Pedro e São Paulo (Melo, 1999; Sankarankutty et al., 2001; Tavares, 2003; Freitas & Castro, 2005; Coelho et al., 2007). *Panulirus laevicauda* apresenta uma área de ocorrência no Atlântico Ocidental muito similar à de *P. argus*, sendo encontrada desde a Flórida (EUA), Golfo do México e ilhas Bermudas até o Brasil e todo o Caribe (Tavares, 2003). No Brasil, ocorre desde o Amapá até Santa Catarina, além do Atol das Rocas e arquipélago de Fernando de Noronha (Holthuis, 1991; Melo, 1999; Cobo et al., 2002; Coelho et al., 2007; Boos et al., 2012). *Panulirus echinatus* é encontrada no Brasil desde o Ceará até o Rio de Janeiro, além do Atol das Rocas, arquipélagos de Fernando de Noronha e São Pedro e São Paulo, Ilhas de Trindade e Martim Vaz. Também ocorre no Atlântico

Central, nas ilhas de Ascensão e Santa Helena, e no Oriental, em Cabo Verde e nas ilhas Canárias (Holthuis, 1991; Melo, 1999; Coelho et al., 2007). Já *Palinustus truncatus* é encontrada no Atlântico Ocidental nas Antilhas, Venezuela, Suriname e Brasil, nos estados do Amapá e Pará (Holthuis, 1991; Melo, 1999; Coelho et al., 2007). Finalmente, *Palinurellus gundlachi*, assim como várias outras espécies da família tem ampla distribuição geográfica é encontrada desde Bermudas, sul da Flórida, Bahamas, Yucatán, arco do Caribe (de Cuba até Barbados), Curaçao até o Brasil, onde ocorre no Atol das Rocas e no Ceará, e da Paraíba até o Espírito Santo (Melo, 1999; Coelho et al., 2007; Dall’Occo et al., 2007).

Habitat e Ecologia

Pouco se sabe sobre a história de vida de *J. longimanus* (p. ex., desenvolvimento larval e biologia reprodutiva). Esta espécie se distribui na plataforma continental e na porção superior do talude, em fundos calcários (Melo, 1999). Em certas áreas de ressurgência ocorre em águas de até um metro de profundidade, embora ocorra com mais frequência a partir de 50 m de profundidade (Holthuis, 1991).

Panulirus argus é encontrada em fendas de rochas, recifes, bancos de algas ou qualquer ambiente que possa fornecer proteção. São encontradas em águas rasas e ocasionalmente em profundidades próximas ou até superiores aos 90 m (Holthuis, 1991). A abundância não é homogênea ao longo de sua distribuição, com tendência de concentração nas áreas adjacentes à linha de costa. É uma espécie gregária e migratória, sendo que as fêmeas migram para águas mais profundas para a liberação das larvas (Tavares, 2003). A distribuição temporal não é uniforme ao longo do ano, em função do ciclo biológico e padrões de dispersão (Fonteles-Filho, 1997).

Panulirus laevicauda é geralmente encontrada em águas rasas até cerca de 50 m e ocasionalmente em locais mais profundos. Sua área de ocorrência sobrepõe-se à de *P. argus*, apesar de *P. laevicauda* ser mais costeira. A espécie tem comportamento gregário e pode ser encontrada entre rochas, arrecifes, bancos de capim marinho, ou qualquer outro habitat que ofereça abrigo (Holthuis, 1991; Melo, 1999). Sua distribuição espacial tem abundância com tendência crescente no sentido perpendicular à costa e atinge seu máximo na faixa de profundidade de 31 a 41 m (Sousa, 1987). Assim como em *P. argus*, a distribuição temporal também não é uniforme ao longo do ano em função do ciclo biológico e padrões de dispersão (Fonteles-Filho, 1997).

Panulirus echinatus é encontrada em fundos rochosos entre 0 e 35 m, mas, geralmente, não ultrapassa a isóbata de 25 m. Tem hábitos mais costeiros do que outras espécies de lagostas (Carlos Ivo, com. pessoal - 2010). Pode ser encontrada em cavidades profundas no ambiente recifal coralíneo e rochoso, constantemente obscuras, de onde só sai durante o período noturno (Melo, 1999).

Assim como a maioria das espécies do gênero, as lagostas encontradas no Brasil

apresentam hábitos alimentares noturnos, sendo onívoras, mas preferencialmente carnívoras e oportunistas (Fonteles-Filho, 2005). A dieta de *P. argus* e *P. laevicauda* é muito similar, consistindo de moluscos gastrópodos e crustáceos (alimentos essenciais), equinodermos, algas, cnidários e briozoários (alimentos secundários), e esponjas (alimentos ocasionais); areia e foraminíferos são ingeridos acidentalmente (Ivo & Pereira, 1996 e referências inclusas). A presença de carapaça de lagostas no conteúdo estomacal é resultante da ingestão da exúvia após a ecdise e não de canibalismo (Fernandes, 1985; Menezes, 1989). Assim como as demais espécies, *P. echinatus* também é considerada uma espécie onívora e generalista que se alimenta de uma grande variedade de organismos em diferentes níveis tróficos. Esta espécie apresenta um comportamento oportunista, alimentando-se principalmente de presas disponíveis no substrato (Góes & Lins-Oliveira, 2009) e é considerada a mais estenotópica entre as espécies de lagostas (Petrônio Coelho, com. pessoal - 2010).

Como todas as lagostas da família Palinuridae, as espécies comercialmente exploradas na costa do Brasil têm fecundação e desenvolvimento embrionário externos, períodos larvais de longa duração, com numerosos estágios de desenvolvimento. Por exemplo, *P. argus* apresenta período de incubação de 4 a 6 semanas. Após a eclosão a larva filossoma passa por 10 estágios com duração de 17-28 semanas (Goldstein et al., 2008). A filossoma sofre metamorfose em puerulus (decapodito com forma semelhante ao adulto) e apresenta inicialmente hábitos pelágicos, passando a pós-larva, com hábitos bentônicos após o endurecimento da carapaça. Não se constata diferenças entre taxas de crescimento larval entre machos e fêmeas de *P. argus*. Para *P. laevicauda* e *P. echinatus*, no entanto, o tempo e número total de estágios larvais não são conhecidos, embora alguns estudos tenham descrito parte de seu desenvolvimento larval (Baisre & Quevedo, 1982; Abrunhosa et al., 2004; Konishi et al., 2006).

As fêmeas de *P. argus* atingem sua maturidade sexual com comprimento de carapaça que varia de 75-91 mm entre dois e três anos de vida (Withan et al., 1968; Wahle & Fogarty, 2006). No nordeste do Brasil foram observados valores de 79-84 mm de comprimento total quando as fêmeas atingem sua maturidade sexual, a partir de 48 meses (Soares & Cavalcante, 1985; Soares & Peret, 1998). Estimativas apontam que indivíduos com comprimento total entre 211 e 280 mm são responsáveis por 82,3% do potencial reprodutivo da espécie (Ivo & Gesteira, 1986). Contudo, o maior indivíduo registrado em águas brasileiras mediu 470 mm de comprimento total e pesou 5,8 kg (Sankarankutty et al., 2001). Em *Panulirus laevicauda* o comprimento total médio das fêmeas na maturidade sexual é estimado em 170 mm (CT), com 110 mm de comprimento da carapaça (CC) (Ivo & Gesteira, 1986; Fonteles-Filho, 1992). Contudo, esses valores se mostraram variáveis, sendo encontrados na literatura tamanhos médios de maturidade entre 63 e 68 mm de CC (Soares & Peret, 1998 e referências inclusas).

A longevidade de *P. argus* em águas brasileiras apresenta valores médios no estoque capturável de 13,9 anos e no ciclo vital de 37,9 anos (Ivo, 1996). Contudo,

esses valores variam de acordo com o método de estimativa e a área estudada, sendo que na Flórida foi estimado um tempo de vida de no máximo 20 anos para esta espécie (Kanciruk, 1980; Maxwell et al., 2007). Considerando a idade média do início da reprodução de quatro anos e a longevidade média de 37,9 anos proposta para águas brasileiras temos um tempo geracional de 21 anos de acordo com os critérios utilizados pela IUCN. Os valores de longevidade de *P. laevicauda*, no estoque capturável e no ciclo vital são, respectivamente, 12,5 anos e 34,7 anos (Ivo, 1996). Considerando a idade média do início da reprodução em dois anos e meio (Mesquita & Gesteira, 1975) e a longevidade média de 34,7 anos proposta para águas brasileiras temos um tempo geracional de aproximadamente 18 anos. O comprimento máximo teórico é de 38 cm e peso máximo teórico de 1,8 kg (Ivo, 1996).

As lagostas do gênero *Panulirus* têm desova parcelada individual e populacional. Desse modo, são encontrados indivíduos em reprodução durante todos os meses do ano (Fonteles-Filho, 2005). No entanto, algumas espécies como *P. argus* apresentam duas épocas de maior intensidade reprodutiva, nos meses de janeiro-abril e setembro-outubro (Soares & Cavalcante, 1985; Soares, 1994). O período necessário para que a totalidade das fêmeas de uma coorte desove equivale a aproximadamente três meses (Fonteles-Filho, 1979). O acasalamento ocorre aos pares, com um macho podendo fecundar mais de uma fêmea, que pode também acasalar mais de uma vez (Fonteles-Filho, 2005) e normalmente ocorre longe da costa, em profundidades que variam de 40 a 50 m (Fonteles-Filho & Ivo, 1980). *Panulirus argus* apresenta grande fecundidade absoluta e relativa. Uma única fêmea pode produzir até 700.000 ovos (Mota-Alves & Bezerra, 1968), mas os valores médios são de 294.175 ovos por fêmea e 630 ovos/g por fêmea (Fonteles-Filho, 1992; Ivo & Gesteira, 1986). *Panulirus laevicauda* apresenta um ligeiro pico reprodutivo durante os meses de fevereiro a maio nas águas brasileiras (Soares & Cavalcante, 1985; Soares, 1994). Algumas fêmeas maiores podem acasalar com mais de um macho para assegurar a fecundação dos ovos e a desova geralmente ocorre longe da costa, em profundidades que variam de 40 a 50 m (Fonteles-Filho & Ivo, 1980). A fecundidade média apresentada por *P. laevicauda* varia ao longo do tempo com resultados entre 196.880 e 239.689 ovos (Fonteles-Filho, 1979; Ivo & Gesteira, 1995) e de 166.036 ovos e 597 ovos/g de fêmea (Fonteles-Filho, 1992, 2005), com valores máximos de 458.984 ovos por fêmea.

Palinustus truncatus é encontrada desde 100 até pouco menos que 1.000 m de profundidade (Melo, 1999). Normalmente é encontrada entre 100 e 300 m, mas há registros em profundidades superiores a 4.000 m (Holthuis, 1991). Não foram encontradas informações sobre o tamanho populacional, e a tendência populacional também é desconhecida. Não são conhecidos dados sobre a contribuição de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. É considerada uma espécie rara em algumas regiões (Chan & Yu, 1995) e pouco frequente na costa norte do Brasil (Silva et al., 2013).

Palinurellus gundlachi ocorre em profundidades que variam entre 1,5 e 35

m, podendo ser encontrada até 52 m de profundidade em algumas localidades (Melo, 1999; Sampaio et al., 2005). É uma espécie epibentônica, encontrada, geralmente, entre rochas e corais (Melo, 1999) e que ocasionalmente é encontrada em fundos móveis, sendo às vezes capturada durante pescarias dirigidas a peneídeos de importância comercial (Coelho & Santos, 2002). Não são conhecidas informações sobre o tamanho populacional, a tendência populacional e dados sobre a contribuição de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. Considerada rara por alguns autores (Melo, 1999; Tavares, 2003), porém, segundo Coelho & Santos (2002), não seria uma espécie rara e sim de difícil captura pelo fato de habitar locais de difícil acesso.

Biologia Geral

As espécies da família Palinuridae geralmente são bastante conhecidas por apresentarem alta importância econômica (Phillips, 2006). Para *J. longimanus*, *Palinustus truncatus* e *Palinurellus gundlachi* ainda não são conhecidas informações populacionais. *Panulirus argus* e *P. laevicauda* são as duas espécies mais estudadas e com maior número de informações disponíveis. As estimativas da abundância relativa para estas duas espécies de lagostas datam de 1964, dando início a uma série temporal de valores das capturas por unidade de esforço (CPUE) com tendência decrescente até os anos mais recentes. Vale ressaltar que *P. laevicauda* apresenta uma menor participação no produto pesqueiro do que *P. argus*, seja no número de indivíduos (43,5%), ou no peso total (29%) (Fonteles-Filho, 1997), o que conseqüentemente, indica números populacionais menores.

Pelo método de análise de coortes (Fonteles-filho & Maia, 1987), a biomassa instantânea de lagostas adultas foi estimada em 18.233 toneladas (t) para *P. argus* e de 7.468t para *P. laevicauda*. Assumindo-se que 21,7% desta biomassa estaria submetida à mortalidade por causas naturais, restariam 14.276 e 5.848t, respectivamente para a pesca. A análise de coorte assume que a pesca poderia retirar até 50% (7.138 e 2.942t) desta biomassa, desde que haja tempo hábil para recuperação dos estoques pesqueiros. Essa estimativa aproxima-se razoavelmente daquela determinada pelos modelos logísticos para as espécies, em torno das 6.700 e 2.744t.

Considerando que a fase de estabilidade na produção dessas lagostas ocorreu no período 1972/79, quando a CPUE média anual (0,331 kg/covo-dia) aproximou-se da CPUE máxima sustentável (0,376 kg/covo-dia), foi a partir de 1980 que as populações de lagostas passaram a sofrer um estado crônico de sobrepesca (Brasil, 2008). Isso significa que há perda na capacidade de repor a biomassa retirada pela pesca, de modo que a atividade pesqueira tem se mantido viável economicamente devido, provavelmente, ao aumento do preço do recurso para o mercado, além da grande área de captura, em constante expansão.

Historicamente, a produção de *P. argus* apresentava variações anuais bastante consideráveis (Fonteles-Filho et al., 1988). Tanto para esta espécie, quanto para *P. laevicauda*, essas variações não se relacionam ao esforço de pesca aplicado, mas, principalmente, da exploração de novas áreas. Assim, o esforço de pesca passou de 2,3 milhões de covos/dia em 1973, com média de 26,6 milhões de covos/dia entre 1972 e 1981, para 126,93 milhões de covos/dia em 2002 (Ivo, 1996; Brasil, 2008). Contudo, nos últimos anos o aumento do esforço de pesca não resultou em crescimento proporcional da captura, sugerindo um declínio populacional.

No período entre 1970 e 1990 a média anual de produção de lagostas-vermelhas e verdes foi de 7.886t, passando para 8.173t entre os anos 1991 a 2000. Na década seguinte (2000-2010), a produção média foi de 6.908t desembarcadas anualmente. Nota-se que no terceiro período as capturas se encontravam abaixo do valor estimado para a produção máxima sustentável (Ivo, 1996; MMA/IBAMA em Relatório da reunião do Subcomitê Científico do Comitê Permanente de Gestão de Lagostas (CPGL) – SC/CPGL, realizada em Natal/RN, em 2010).

Em 2006, quando da elaboração do plano de ordenamento da pesca da lagosta no Brasil, o nível do esforço de pesca foi estimado para o ano de 2004 em 80,5 milhões de covos/dia por ano, aproximadamente três vezes mais do que os estudos históricos recomendam (Erhardt & Aragão, 2006). Neste trabalho, os autores estimam que a mortalidade por pesca de *P. argus* encontrava-se em níveis quase três vezes superiores à mortalidade natural, o que comprometeria a capacidade de reposição do(s) estoque(s).

Para *P. echinatus* não existem muitas informações sobre o estado das populações desta espécie. Trabalhos abordando a biologia populacional da espécie apenas se encontram disponíveis para o Arquipélago de São Pedro e São Paulo e para o Atol das Rocas, onde estas populações se apresentam estáveis (Pinheiro et al., 2003). Contudo, no nordeste esta espécie tem sido capturada em grandes quantidades (Pinheiro et al., 2003). Embora possa estar sobreexplorada em algumas localidades, não há estudos que evidenciem um declínio populacional acentuado. Nas ilhas oceânicas brasileiras, a captura tem sido indicada como baixa.

Ameaças

As espécies do gênero *Panulirus* são alvo de importantes pescarias em toda sua área de ocorrência. Os dados relativos às espécies avaliadas mostram para o gênero *Panulirus* que as ameaças são preocupantes. De maneira geral, as principais ameaças às lagostas brasileiras são: elevado esforço de pesca ilegal (pesca com mergulho e com o uso de rede tipo caçoeira), pesca indiscriminada de indivíduos com tamanho inferior ao de primeira maturação e sobrepesca de jovens, pesca em áreas de crescimento e descumprimentos das normas de pesca. O Brasil é o terceiro maior produtor de lagostas espinhosas, atrás apenas da Austrália e Cuba. Ao longo

do período 1965 e 1994, foram identificados pelo menos três períodos de sobrepesca que devem ter sido determinados pela saturação temporária da área de pesca (Ivo, 1996).

Ações de Conservação

Panulirus argus e *P. laevicauda* estão incluídas no Anexo II da IN MMA nº 05/2004, que instituiu a lista de espécies sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexploração e que determinou a necessidade de elaboração do Planos de Gestão para a recuperação do declínio do estoque e manutenção do uso sustentável da espécie (Brasil, 2008).

Pesquisas Necessárias

O Plano de Gestão das lagostas prevê a elaboração e execução de um programa de pesquisas cujo objetivo central é a geração de conhecimentos científicos para subsidiar o processo de gestão compartilhada e uso sustentável dos recursos na costa brasileira (Brasil, 2008). Alguns dos itens estipulados pelo plano preveem a obtenção de informações sobre parâmetros populacionais e do ciclo de vida; avaliação e determinação de padrões de exploração adequados; definição e acompanhamento da qualidade do meio ambiente das áreas onde ocorrem as lagostas.

Além disso, muito pouco se conhece sobre a biologia de *Panulirus echinatus* e a maioria dos dados disponíveis são de áreas onde esta espécie não é pescada, como no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Pinheiro et al., 2003; Pinheiro & Lins-Oliveira, 2006; Góes & Lins-Oliveira, 2009). Na costa, as informações estão restritas ao tamanho da maturidade sexual dos machos em Tamandaré, Pernambuco (Barreto et al., 2003). Não existem informações sobre as capturas, localidades onde é mais pescada, biologia populacional e reprodutiva. Este também é o caso de *Justitia longimanus*, *Palinustus truncatus* e *Palinurellus gundlachi* que são espécies que não apresentam dados sobre maturidade sexual, biologia populacional e reprodutiva. Todas estas informações são necessárias, não só para a regulamentação da pesca, mas também para o estabelecimento de ações de conservação para as espécies em áreas onde elas são potencialmente mais ameaçadas, melhorando assim o entendimento da vulnerabilidade a que se encontram. Por fim, estimativas dos estoques atuais destas lagostas, bem como seu correto monitoramento, são necessárias com o intuito de garantir a sustentabilidade ecológica e socioeconômica da exploração destes crustáceos no Brasil.

Bibliografia

- Abrunhosa, F.A.; Abrunhosa, J.P. & Costa, R.M. 2004. The early larval stages of phyllosomas of the spiny lobsters *Panulirus echinatus* Smith, 1869 and *P. laevicauda* (Latreille, 1804) (Decapoda: Palinuridae). *Nauplius*, 12(1): 21-29.
- Baisre, J.A. & Quevedo, M.E.R. 1982. Two phyllosome larvae of *Panulirus laevicauda* (Latreille, 1817) (Decapoda, Palinuridae) from the Caribbean Sea with a discussion about larval groups within the genus. *Crustaceana*, 43(2): 147-153.
- Barreto, A.V.; Ivo, C.T.C. & Katsuragawa, M. 2003. Comprimento médio na primeira maturidade gonadal dos machos de lagosta pintada *Panulirus echinatus* (Smith, 1869), em recifes costeiros de Tamandaré, Pernambuco Brasil. *Boletim Técnico do CEPENE*, 11(1): 91-97.
- Boos, H.; Bond-Buckup, G.; Buckup, L.; Araujo, P.B.; Magalhães, C.; Almerão, M.P.; Santos, R.A. & Mantelatto, F.L. 2012. "Checklist of the Crustacea from the state of Santa Catarina, Brazil." *Check List*, 8(6): 1020-1046.
- Brasil, 2008. Plano de gestão para o uso sustentável de lagostas no Brasil: *Panulirus argus* (Latreille, 1804) e *Panulirus laevicauda* (Latreille, 1817). IBAMA. Brasília, 121p.
- Briones-Fourzan, P. & Contreras-Ortiz, G. 1999. Reproduction of the Spiny Lobster *Panulirus guttatus* (Decapoda: Palinuridae) on the Caribbean Coast of Mexico. *Journal of Crustacean Biology*, 19(1): 171-179.
- Brock, D.J. & Ward, T.M. 2004. Maori octopus (*Octopus maorum*) bycatch and southern rock lobster (*Jasus edwardsii*) mortality in the South Australian rock lobster fishery. *Fishery Bulletin*, 102(3): 430-440.
- Chan, T.-Y. 2010. Annotated checklist of the world's marine lobsters (Crustacea: Decapoda: Astacidea, Glypheidea, Achelata, Polychelida). *The Raffles Bulletin of Zoology, Suppl*, 23: 153-181.
- Chan, T.-Y. & Yu, H.P. 1995. The rare lobster genus *Palinustus* A. Milne Edwards, 1880 (Decapoda: Palinuridae), with description of a new species. *Journal of Crustacean Biology*, 15(2): 376-394.
- Cobo, V.J.; Pinheiro, A.P.; Freire, F. & Martins, I.A. 2002. Range extension of the geographic distribution of lobsters (Palinuroidea) and crabs (Xanthoidea) in the Brazilian coast. *Nauplius*, 10(2): 155-158.
- Coelho, P.A. 1962. Sobre a biologia da pesca da lagosta cabo-verde *Panulirus laevicauda* (Latreille). *Boletim Estatístico da Pesca*, 2(7): 3-8.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O.; Bezerra, L.E.A. & Souza-Filho, J.F. 2007. An updated checklist of decapod crustaceans (infraorders Astacidea, Thalassinidea, Polychelida, Palinura, and Anomura) from the northern and northeastern Brazilian coast. *Zootaxa*, 1519: 1-16.
- Cruz, R.I.; Baisre, J.A.; Díaz, E.I.; Brito, R.P.; García, C.D.; Blanco, W.A. & Carrodegas, C. R., 1987. Atlas Biológico-Pesquero de la langosta en el Archipiélago Cubano, INP. 125 pp.

- Dall'Occo, P.L.; Bento, R.T. & Melo, G.A.S. 2007. Range extensions for lobsters off the Brazilian coast (Crustacea, Decapoda, Palinura, Astacidea). *Biociências*, 15: 47-52.
- Duarte, L.F.A.; Severino-Rodrigues, E. & Gasalla, M.A. 2011. Contextualização da pesca mundial de lagostas e características de comercialização de *Scyllarides* spp. e *Panulirus* spp. na Baixada Santista, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 37(3):235-246.
- Fernandes, L.M.B. 1985. Sobre a alimentação de lagosta *Panulirus argus* (Latreille, 1804): II – Estágios pós-juvênil e adulto. Recife, SUDENE, Divisão de Recursos Pesqueiros. (Série Estudos de Pesca), não paginado.
- Fonteles-Filho, A.A. 1979. Biologia pesqueira e dinâmica populacional da lagosta *Panulirus laevicauda* (Latreille), no Nordeste setentrional do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 19(1/2): 1-43.
- Fonteles-Filho, A.A. 1992. Population dynamics of spiny lobsters (Crustacea: Palinuridae) in Northeast Brazil. *Ciência e Cultura*, 44: 192-196.
- Fonteles-Filho, A.A. 1997. Spatial distribution of the lobster species *Panulirus argus* and *P. laevicauda* in northern and northeastern Brazil in relation to the distribution of fishing effort. *Ciência e Cultura*, 49(3): 172-176.
- Fonteles-Filho, A.A. 2005. Síntese sobre distribuição, abundância, potencial pesqueiro e biologia da lagosta-vermelha *Panulirus argus* (Latreille) e a lagosta-verde *Panulirus laevicauda* (Latreille) do nordeste do Brasil. Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva MMA – REVIZEE. 23p.
- Fonteles-Filho, A.A. & Ivo, C.T.C. 1980. Comportamento migratório da lagosta *Panulirus argus* (Latreille), em frente ao Estado do Ceará, Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(2): 173-176.
- Fonteles-Filho, A.A. & Maia, L.R.E. 1987. Estudo da dinâmica populacional da lagosta *Panulirus laevicauda* (Latreille), pelo método da Análise de Coortes, no Nordeste do Brasil. *Anais do V Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca*, Fortaleza.
- Fonteles-Filho, A.A.; Ximenes, M.O.C. & Monteiro, P.H.M. 1988. Sinopse de informações sobre as lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille) (Crustacea: Palinuridae), no Nordeste do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 27(1/2): 1-19.
- Freitas, R. & Castro, M. 2005. Occurrence of *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda, Palinuridae) in the Northwest Islands of the Cape Verde Archipelago (Central-East Atlantic). *Crustaceana*, 78(10): 1191-1201.
- Giraldes, B.W. & Smyth, D.M. 2016. Recognizing *Panulirus meripurpuratus* sp. nov. (Decapoda: Palinuridae) in Brazil - Systematic and biogeographic overview of *Panulirus* species in the Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 4107(3): 353-366. <doi.org/10.11646/zootaxa.4107.3.4>. [Acesso em 25 setembro 2016]
- Góes, C.A. & Lins-Oliveira, J.E. 2009. Natural diet of the spiny lobster, *Panulirus echinatus* Smith, 1869 (Crustacea: Decapoda: Palinuridae), from São Pedro and São Paulo Archipelago, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69(1): 143-148.

- Goldstein, J.S.; Matsuda, H.; Takenouchi, T. & Butler, M.J. 2008. The complete development of larval Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille, 1804) in culture. *Journal of Crustacean Biology*, 28(2): 306-327.
- Goni, R.; Quetglas, A. & Renomes, O. 2003. Size at maturity, fecundity and reproductive potential of a protected population of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from the western Mediterranean. *Marine Biology*, 143(3): 583-592.
- Herrnkind, W.F.; Vanderwalker, J.A. & Barr L. 1975. Population dynamics, ecology and behavior of spiny lobsters, *Panulirus argus*, of St. John, U.S.V.I. IV. Habitation, patterns of movement and general behavior. *Bulletin of the Natural History Museum of Los Angeles*, 20: 31-45.
- Holthuis, L.B. 1959. The Crustacea Decapoda of Suriname (Dutch Guiana). *Zoologische Verhandlungen*, 44: 1-296.
- Holthuis, L.B. 1991. FAO species catalogue Vol. 13. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. *FAO Fisheries Synopsis*, 13:(125): 1- 292.
- Idyll, C.P. 1968. Spiny lobster fishery of the Caribbean. FAO/ UNESCO INV. Resources Caribbean Sea Adjacent Waters, Curaçao. 54p.
- Ivo, C.T.C. 1996. Biologia, pesca e dinâmica populacional das lagostas *Panulirus argus* e *Panulirus laevicauda* (Latreille) (Crustacea; Palinuridae), capturados ao longo da plataforma continental do Brasil, entre os Estados do Amapá e Espírito Santo. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, 279p.
- Ivo, C.T.C. & Gesteira, T.C.V. 1986. Potencial reprodutivo das lagostas *Panulirus argus* e *Panulirus laevicauda* (Latreille) (Crustacea; Palinuridae), no Nordeste do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 25: 1-12.
- Ivo, C.T.C. & Gesteira, T.C.V. 1995. Avaliação da fecundidade individual das lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille). *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 3(1): 148-170.
- Ivo, C.T.C. & Pereira, J.A. 1996. Sinopse das principais observações sobre as lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille), capturadas em águas costeiras do Brasil, entre os estados do Amapá e do Espírito Santo. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 4: 7-94.
- Idyll, C.P. 1968. Spiny lobster fishery of the Caribbean. FAO/ UNESCO INV. Resources Caribbean Sea Adjacent Waters, Curaçao, 54pp.
- Kanciruk, P. 1980. Ecology of juvenile and adult Palinuridae (spiny lobsters). pp. 59-96. In: Cobb, J.S. and Phillips, B.F. (eds.). *The Biology and Management of Lobster*, vol. II, Ecology and Management. Academic Press, New York, 390p.
- Konishi, K.; Suzuki, N. & Chow, S. 2006. A late-stage phyllosoma larva of the spiny lobster *Panulirus echinatus* Smith, 1869 (Crustacea: Palinuridae) identified by DNA analysis. *Journal of Plankton Research*, 28(9): 841-845.
- MacDiarmid, A.B. 1989. Moulting and reproduction of the spiny lobster *Jasus*

- edwardsii* (Decapoda: Palinuridae) in northern New Zealand. *Marine Biology*, 103(3): 303-310.
- Matsuda, H.; Takenouchi, T. & Goldstein, J.S. 2006. The complete larval development of the pronghorn spiny lobster *Panulirus penicillatus* (Decapoda: Palinuridae) in culture. *Journal of Crustacean Biology*, 26(4): 579-600.
- Matsuda, H. & Yamakawa, T. 2000. The complete development and morphological changes of larval *Panulirus longipes* (Decapoda, Palinuridae) under laboratory conditions. *Fisheries Science*, 66(2): 278-293.
- Maxwell, K.E.; Matthews, T.R.; Sheehy, M.R.J.; Bertelsen, R.D. & Derby, C.H. 2007. Neurolipofuscin Is a Measure of Age in *Panulirus argus*, the Caribbean Spiny Lobster, in Florida. *Biological Bulletin*, 213: 55-66.
- McWilliam, P.S. 1995. Evolution in the phyllosoma and puerulus phases of the spiny lobster genus *Panulirus* White. *Journal of Crustacean Biology*, 15: 542-557.
- McWilliam, P.S. & Phillips, B.F., 1987. Distinguishing the phyllosoma larvae of rock lobster species of the genus *Jasus* (Decapoda, Palinuridae) in the waters of Australia and New Zealand. *Crustaceana*, 52(1): 1-24.
- Melo, G.A.S. 1999. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo, Plêiade/FAPESP, 551p.
- Menezes, M.F. 1989. Alimentação da lagosta do gênero *Panulirus* White, na plataforma continental do Ceará, Brasil, 67-80. In: Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. Anais do VI Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca, 273p.
- Mesquita, A.L.B. & Gesteira, T.C.V. 1975. Época de reprodução, tamanho e idade na primeira desova da lagosta *Panulirus laevicauda* (Latreille), na costa do estado do Ceará (Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar*, 15(2): 93-96.
- Mota-Alves, M.I. & Bezerra, R.C.F. 1968. Sobre o número de ovos da lagosta *Panulirus argus* (Latr.). *Arquivo Estação de Biologia Marinha da Universidade Federal do Ceará*, 8(1): 33-35.
- Munro, J.L. 1983. The biology, ecology, and bionomics of spiny lobsters (Palinuridae), spider crabs (Majidae) and other crustacean resources, 206-222. In: *The Biology. Ecology. Exploitation and Management of Caribbean Reef Fishes*. Scientific Rep. ODA/UWI Fish. Ecol. Res. Proj. 1969-73. Univ. West Indies Zool. Dept. Res., Kingston, Jamaica.
- Phillips, B.F. 2006. *Lobsters: Biology, Management, Aquaculture and Fisheries*. Department of Environmental Biology, Muresk Institute, Curtin. University of Technology, Australia, 506p.
- Pinheiro, A.P.; Freire, F.A.M. & Oliveira, J.E.L. 2003. Population biology of *Panulirus echinatus* Smith, 1869 (Decapoda: Palinuridae) from São Pedro and São Paulo archipelago, Northeastern Brazil. *Nauplius*, 11(1): 27-35.
- Pinheiro, A.P. & Lins-Oliveira, J.E. 2006. Reproductive Biology of *Panulirus echinatus* (Crustacea: Palinuridae) from São Pedro and São Paulo Archipelago, Brazil.

- Nauplius, 14(2): 89-97.
- Poore, G. & Türkay, M. 2009. Palinuridae Latreille, 1802. Accessed through: World Register of Marine Species. <www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=106794>. [Acesso em 25 Setembro 2016]
- Poupin, J. 1994. The genus *Justitia* Holthuis, 1946, with the description of *J. chani* and *J. vericeli* spp. nov. (Crustacea: Decapoda: Palinuridea). Journal of Taiwan Museum, 47(1): 37-56.
- Sankarankutty, C.; Oliveira, J.E.L. & Ferreira, A.C. 2001. On a large specimen of *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Crustacea: Decapoda: Palinuridae) from Archipelago of São Paulo and São Pedro, Brazil. Nauplius, 9(1): 67-68.
- Sekine, S.; Shima, Y.; Fushimi, H. & Nonaka, M. 2001. Larval period and molting in the Japanese spiny lobster *Panulirus japonicus* under laboratory conditions. Fisheries Science, 66(1): 19-24.
- Silva, K.C.A.; Cruz, R.; Cintra, I.H.A. & Abrunhosa, F.A. 2013. Structure and diversity of the lobster community on the Amazon Continental Shelf. Crustaceana, 86(9): 1084-1102.
- Soares, C.N.C. 1994. Época de reprodução da lagosta *Panulirus argus* (Latreille), no litoral do Estado do Ceará, Brasil. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca). Universidade Federal do Ceará, 119p.
- Soares, C.N.C. & Cavalcante, P.L.L. 1985. Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) and smoothtail spiny lobster (*Panulirus laeviscauda*) reproductive dynamics on the Brazilian northeastern coast. FAO Fisheries Repository, (327): 200- 217.
- Soares, C.N.C. & Peret, A.C. 1998. Tamanho médio da primeira maturação da lagosta *Panulirus laeviscauda* (Latreille), no litoral do estado do Ceará, Brasil. Arquivos de Ciências do Mar, 31(1/2): 17-27.
- Sousa, M.J.B. 1987. Distribuição espacial e relação interespecífica das lagostas *Panulirus argus* e *Panulirus laeviscauda* no Nordeste do Brasil. Monografia (Graduação). Universidade Federal do Ceará, 33p.
- Tavares, M. 2003. Lobsters, 292-325. In: Fischer, W. (ed.), FAO Species Identification Sheets for Fishery Purposes: Western Central Atlantic (Fishing Area 31), vol. 1. FAO, Roma. 599p.
- Wahle, R.A. & Fogarty, M.J. 2006. Growth and Development: Understanding and Modelling Growth Variability in Lobsters, 1-44. In: Phillips, B.F. (ed.). Lobsters: biology, management, aquaculture, and fisheries. Blackwell Publishing. 506p.
- Witham, R.; Ingle, R.M. & Joyce, E.A. 1968. Physiological and ecological studies of *Panulirus argus* from the St. Lucie Estuary, State of Florida. Florida Board of Conservation Technical series, 1(53): 1-31.
- Yallonardo, M.; Posada, J.M. & Schweizer, D.M. 2001. Current status of the spiny lobster, *Panulirus argus*, fishery in the Los Roques Archipelago National Park, Venezuela. Marine Freshwater Research, 52: 1615-1622.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Justitia longimanus* (Milne Edwards, 1837)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Considerando que a espécie *Justitia longimanus* não possui interesse comercial na costa brasileira e é amplamente distribuída, foi avaliada como Menos Preocupante (LC). Já na avaliação global, apesar da ampla distribuição, foi considerada como Dados Insuficientes (DD), pois existem poucas informações sobre os volumes de captura e, conseqüentemente, tendências populacionais (Chan et al., 2011).

***Palinurellus gundlachi* von Martens, 1878**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Palinurellus gundlachi* tem ampla distribuição ao longo do Atlântico Ocidental, ocorrendo desde Bermuda até o Caribe e Brasil. No litoral brasileiro existem registros no Atol das Rocas, e do Ceará ao Espírito Santo, sendo encontrada em profundidades de 1,5 a 35 m em locais de difícil acesso entre rochas e corais. A espécie é capturada ocasionalmente na pesca da lagosta e de camarões peneídeos, e está sujeita aos impactos associados a ambientes costeiros, mas isso não representa uma ameaça significativa à espécie e, portanto, *Palinurellus gundlachi* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Palinustus truncatus* A. Milne-Edwards, 1880**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Palinustus truncatus* é uma espécie distribuída no Atlântico Ocidental nas Antilhas, Venezuela, Suriname e Brasil (Amapá e Pará) em profundidades de 100 a 1.000 m. Não foram identificadas ameaças significativas, visto que se trata de uma espécie sem interesse comercial. Portanto, *Palinustus truncatus* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Panulirus argus* (Latreille, 1804)**

Categoria e critério da avaliação: NT

Justificativa: O tempo geracional de *Panulirus argus* foi calculado em 21 anos e, portanto, o período de análise deve ser de aproximadamente 60 anos (3 gerações). Considerando que a pescaria da espécie estava em processo de consolidação antes de 1970, a análise foi feita com base em dados dos últimos 40 anos, quando, em um panorama geral do período, a produção mostra-se decrescente, sendo isso considerado para *P. argus* e *P. laevicauda*, visto que os dados de desembarque pesqueiro não são específicos. A produção passou de aproximadamente 8000 t em 1970 para 6.000 t na última década (Fonteles-Filho et al., 1988; IBAMA,

1993; Brasil, 2008). Ocorreu, portanto, uma redução de quase 30% na produção pesqueira, embora tenha ocorrido a exploração de novas áreas, com o esforço de pesca aumentando de uma média de 26,6 milhões de covos/dia entre 1972 e 1981, para 126,93 milhões de covos/dia em 2002 (Brasil, 2008). Contudo, nos últimos anos o aumento do esforço de pesca não resultou em crescimento proporcional da captura, o que sugere a redução da abundância. Desta forma, infere-se que a população tenha reduzido quase 30% nos últimos 40 anos e considerando que a causa não cessou, projeta-se igual redução para os próximos 20 anos, sendo quase atingindo o critério A4bd. Portanto, de acordo com os critérios adotados, *P. argus* está Quase Ameaçada (NT).

***Panulirus echinatus* Smith, 1869**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: No Brasil, a espécie é encontrada desde o Ceará até o Rio de Janeiro. A principal ameaça para essa espécie é a sobrepesca, observada em alguns locais no Brasil. A pesca dirigida é restrita a poucas localidades dentro da extensão da ocorrência e é provável que esteja havendo um incremento nas capturas. No nordeste esta espécie tem sido capturada em grandes quantidades. Embora possa ser considerada sobreexplorada em algumas localidades, não há dados estatísticos de desembarque específico na maior parte de sua distribuição ou informações sobre o estado da população. Considerando estas incertezas, *Panulirus echinatus* foi categorizada como Dados Insuficientes (DD).

***Panulirus laevicauda* (Latreille, 1817)**

Categoria e critério da avaliação: NT

Justificativa: O tempo geracional de *Panulirus laevicauda* foi calculado em 18 anos, sendo assim, o período de análise é de aproximadamente 55 anos (3 gerações). Contudo, a pescaria estava em processo de consolidação antes de 1970 e por isso a análise foi feita com base em dados dos últimos 40 anos (1970-2010). Neste período, embora os dados de desembarque pesqueiro considerem a pesca de lagosta somando *P. argus* e *P. laevicauda*, a produção foi decrescente, sendo isso considerado para ambas as espécies. A produção passou de aproximadamente 8000 t em 1970 para 6.000 t na última década (Fonteles-Filho et al., 1988; IBAMA, 1993; Brasil, 2008). Ocorreu, portanto, uma redução de quase 30% na produção pesqueira, embora tenha ocorrido a exploração de novas áreas, com o esforço de pesca aumentando de uma média de 26,6 milhões de covos/dia entre 1972 e 1981, para 126,93 milhões de covos/dia em 2002 (Brasil, 2008). Contudo, nos últimos anos o aumento do esforço de pesca não resultou em crescimento proporcional da captura, o que sugere a redução da abundância. Desta forma, infere-se que a população tenha reduzido quase 30% nos últimos 40 anos e considerando que a causa não cessou, projeta-se igual redução para os próximos 15 anos, sendo quase atingindo o critério A4bd. Portanto, de acordo com os critérios adotados, *P. laevicauda* está Quase Ameaçada (NT).

Prancha I



Justitia longimanus (Milne Edwards, 1837)
Inventário: lot JL1233, MNHN IU-2013-6685
Foto: Poupin & Corbari



Palinurellus gundlachi von Martens, 1878
Foto: Y. Buske (2014)



Palinustus truncatus A. Milne-Edwards, 1880
Foto: Philippe Poppe



Panulirus argus (Latreille, 1804)
Foto: Rafael Lemaitre



Panulirus echinatus Smith, 1869
Foto: Sasha Lobenstein



Panulirus laevicauda (Latreille, 1817)
Foto: Philippe Poppe

CAPÍTULO 22

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS PANOPEÍDEOS (DECAPODA: PANOPEIDAE)

Luis Ernesto A. Bezerra & Felipe B. Ribeiro

Palavras-chave: ameaça, extinção, impacto, Panopeidae.

Introdução

Xanthoidea MacLeay, 1838, é uma das superfamílias que compõem os Heterotremata, na qual Panopeidae é a segunda família mais diversa, das três com a qual faz parte, mantendo posição logo após a Família Xanthidae MacLeay, 1838 (de Grave et al., 2009). A atual composição de Xanthoidea sofreu inúmeras mudanças desde a proposição feita por Guinot (1978). Atualmente, os taxa próximos à família Eriphiidae MacLeay, 1838 foram movidos para a sua própria superfamília, Eriphioidea MacLeay, 1838. Da mesma forma, a família Carpiliidae Ortmann, 1893, está agora em sua própria superfamília, Carpilioidea Ortmann, 1893. Todos os membros da família Pilumnidae Samouelle, 1819, e seus relativos, estão atualmente na superfamília Pilumnoidea Samouelle, 1819, enquanto Trapeziidae Miers, 1886, Domeciidae Ortmann, 1893, e Tetraliidae Castro, Ng & Ah Yong, 2004 foram transferidos para a superfamília Trapezioidea Miers, 1886. Por outro lado, a família Pseudorhombilidae Alcock, 1900, a qual foi por muito tempo associada à Superfamília Goneplacoidea MacLeay, 1838, é atualmente pertencente à Xanthoidea, uma vez que os pseudorhombilideos são muito próximos aos panopeídeos, com relação a forma do abdome do macho e gonópodos (Ng et al., 2008).

A família Panopeidae Ortmann, 1893, atualmente é composta por 93 espécies viventes, divididas em 29 gêneros e duas subfamílias: Eucratopsinae Stimpson, 1871, com *Chasmophora* Rathbun, 1914; *Cycloplax* Guinot, 1969; *Cyrtoplax* Rathbun, 1914; *Eucratopsis* Smith, 1870; *Glyptoplax* Smith, 1870; *Homoioplax* Rathbun, 1914; *Malacoplax* Guinot, 1969; *Odontoplax* Garth, 1986; *Panoplax* H. Milne Edwards, 1852; *Robertsella* Guinot, 1969; *Tetraplax* Rathbun, 1901; *Thalassoplax* Guinot, 1966; e Panopeinae Ortmann, 1893, com *Acantholobulus* Felder & J.W. Martin,

2003; *Dyspanopeus* J.W. Martin & Abele, 1986; *Eurypanopeus* A. Milne-Edwards, 1880; *Eurytium* Stimpson, 1859; *Hexapanopeus* Rathbun, 1898; *Lophopanopeus* Rathbun, 1898; *Lophoxanthus* A. Milne-Edwards, 1879; *Metopocarcinus* Stimpson, 1860; *Milnepanopeus* Thoma & Felder, 2012; *Neopanope* H. Milne-Edwards, 1834; *Panopeus* H. Milne-Edwards, 1834; *Rhithropanopeus* Rathbun, 1898; e *Tetraxanthus* Rathbun, 1898. São conhecidos ainda oito gêneros fósseis, sendo cinco da subfamília Eucratopsinae (*Balcacarcinus* Karasawa & Schweitzer, 2006; *Bittnerius* Beschin, Busulini, De Angelis & Tessier, 2007; *Carinocarcinus* Lórenthey, 1898; *Glyphithyreus* Reuss, 1859; e *Palaeograpsus* Bittner, 1875), um da subfamília Panopeinae (*Laevicarcinus* Lórenthey, Lórenthey & Beurlen, 1929), e dois com posição taxonômica incerta (*Pakicarcinus* Schweitzer, Feldmann & Gingerich, 2004, e *Sereneopeus* Collins, 2002) (De Grave et al., 2009; Thoma & Felder, 2012).

Entretanto, recentes análises filogenéticas têm proposto que a família Panopeidae não é monofilética, com membros dos gêneros *Tetraxanthus*, *Lophoxanthus*, *Panoplax*, *Cyrtoplax*, *Thalassoplax* e *Robertsella* sendo realocados na família Pseudorhombilidae Alcock, 1900 (Thoma et al., 2014).

Entre os membros da família Panopeidae, o gênero mais diverso é *Panopeus*, com 18 espécies viventes e 20 fósseis. *Acantholobulus* e *Eurytium* apresentam quatro espécies viventes cada (De Grave et al., 2009). Em 2003, Felder & Martin propuseram o novo gênero *Acantholobulus* para abrigar várias espécies de caranguejos xantóides que pertenciam antes aos gêneros *Panopeus* e *Hexapanopeus*, com base em similaridades da carapaça, morfologia do gonópodo 1 e hábitos ecológicos, tendo *Panopeus bermudensis* Benedict & Rathbun, 1891, como espécie tipo. Embora estudos tenham mostrado que o gênero *Acantholobulus* é monofilético (Thoma et al., 2009), uma análise recente feita por Thoma et al. (2014) sobre a filogenia de caranguejos xantóideos, mostrou que o grupo pode conter pelo menos três linhagens. Uma sinonimização de *Acantholobulus* com *Metopocarcinus* não está descartada, mas deve-se esperar por estudos mais detalhados.

Da mesma forma, *Panopeus americanus* não parece fazer parte do gênero *Panopeus*, tanto por diferenças genéticas quanto por diferenças morfológicas, especialmente com relação à morfologia do gonópodo 1, o qual é muito diferente do gonópodo típico das espécies do gênero *Panopeus*. Entretanto, a retirada de *Panopeus americanus* Saussure, 1857, do gênero *Panopeus* ainda não foi proposta, embora as análises genéticas tenham mostrado claramente que *P. americanus* não pertence ao gênero *Panopeus* (Thoma et al., 2014).

Os panopeídeos pertencem ao grupo dos Heterotremata Guinot, 1977, com machos apresentando gonópodo na região coxo-esternal do quinto par de pereiópodos e fêmeas com orifício genital na região esternal do terceiro par de pereiópodos (Guinot, 1978; Guinot et al., 2013). Na maioria dos casos, os panopeídeos apresentam uma carapaça oval ou hexagonal em vista dorsal, mais larga do que longa, com as regiões moderadamente bem marcadas e pobremente definidas. A frente é larga, bilobada, mas nunca se pronunciando para formar um

rosto. As margens anterolaterais são inteiras, ou apresentam de 2 a 4 espinhos ou lóbulos, excluindo o orbital externo. O gonópodo 1 é trilobado (com exceções) (Martin & Abele, 1986; Karasawa & Schweitzer, 2006).

Distribuição Geográfica

Os membros da família Panopeidae são encontrados quase que exclusivamente nas Américas. Embora muitas espécies de panopeídeos tenham sido introduzidas no Atlântico Oriental, p. ex., *Rhithropanopeus harrissi* (Gould, 1841), e no Pacífico Oeste, p. ex., *Acabtholobulus pacificus* (Edmondson, 1931) e *Panopeus lacustris* Desbonne, 1867, in Desbonne & Schramm, 1867, apenas *Panopeus africanus* A. Milne-Edwards, 1867, e *Eurypanopeus blanchardi* (A. Milne-Edwards, 1881) são conhecidos por ocorrer naturalmente fora das Américas (Thoma et al., 2014).

No Atlântico Ocidental, os panopeídeos são encontrados desde o Canadá (Golfo de São Lourenço) até a Argentina, incluindo as Ilhas Bermuda, Golfo do México e Caribe; também ocorrendo no Atlântico Oriental (sul de Portugal e sudoeste da Espanha até África do Sul, incluindo Ilhas do Cabo Verde, São Tomé e Príncipe e Ascensão); no Pacífico Oriental, desde Golfo da Califórnia até o Chile; além do Mediterrâneo, com o registro de *Rhithropanopeus harrissii*, provavelmente introduzido na região (Manning & Holthuis, 1981; Williams, 1984; Boschi, 2000; Coelho et al., 2008).

Acantholobulus bermudensis (Benedict & Rathbun, 1891) é uma espécie encontrada no Atlântico Ocidental – Bermuda e Flórida, ao longo do Golfo do México e Mar do Caribe, Antilhas, norte da América do Sul até o Brasil (do Ceará até Santa Catarina) (Coelho et al., 2008).

Considerando a distribuição particular de cada espécie abordada no presente capítulo, destacam-se *Eurythium limosum* (Say, 1818) no Atlântico Ocidental – Bermuda, Flórida, Golfo do México, América Central, Antilhas, norte da América do Sul e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (Coelho et al., 2008); *Panopeus americanus* Saussure, 1857, que se distribui no Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, Antilhas, norte da América do Sul e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (Coelho et al., 2008); *Panopeus astrobesus* Williams, 1983, unicamente no Atlântico Ocidental – Brasil (do Rio de Janeiro ao Rio Grande do Sul) e Uruguai (Melo, 1996); *Panopeus occidentalis* Sausarre, 1857 distribuída no Atlântico Ocidental – Carolina do Norte, Flórida, América Central, Antilhas, norte da América do Sul e Brasil (do Maranhão até o Rio Grande do Sul) (Powers, 1977; Coelho et al., 2008); e finalmente, *Panopeus rugosus* A. Milne-Edwards, 1880, com distribuição no Atlântico Ocidental – Flórida, Golfo do México, América Central, Antilhas, norte da América do sul até o Brasil (Alagoas ao Rio Grande do Sul) (Coelho et al., 2008).

Habitat e Ecologia

Os panopeídeos são encontrados desde a zona entremarés até profundidades de até 50 m, sendo comuns em fundos de lama, principalmente de estuários e manguezais, onde se abrigam sob rochas, raízes e troncos, bem como em pilares de atracadouros e em fundos de ostras, cascalho e corais (Williams, 1983; Melo, 1996). Diferentes espécies podem ser encontradas em lagoas hipersalinas, estuários oligohalinos e até em habitats dulcícolas (Schubart et al., 2000). Muitos panopeídeos são importantes predadores de ostras, cracas e outros organismos bentônicos, exercendo relevante papel ecológico nas comunidades marinhas de águas rasas. Contudo, a biologia e ecologia das espécies de panopeídeos são pobremente conhecidas, uma vez que em muitos estudos ecológicos os exemplares são tratados em categorias como “Xanthidae”, “Panopeidae” ou “*Panopeus* sp.”, o qual é atribuído à extrema similaridade morfológica entre as várias espécies do grupo, o que muitas vezes torna difícil sua identificação em nível específico (Martin & Abele, 1986; Schubart et al., 2000).

Nos manguezais brasileiros, é muito comum a presença de *Acantholobulus bermudensis*, *Eurythium limosum* e algumas espécies do gênero *Panopeus*, como *P. americanus*, as quais mantêm populações bem estabelecidas, mesmo em áreas de manguezais impactados. São muito ativas quando a maré está alta ou o céu nublado. Quando a maré baixa, usualmente procuram abrigo sob rochas e troncos na região do infralitoral, onde escavam galerias (Williams, 1984). Coelho Filho & Coelho (1996), afirmam que *A. acantholobulus* pode ser encontrado em recifes, sob pedras, areia litorânea, em prados de *Holodula* sp. e em estuários. Alves et al. (2012) encontraram exemplares de *A. bermudensis* associados com a esponja verde *Amphimedon viridis* Duchassaing & Michelotti, 1864.

Eurythium limosum é encontrado em praias lodosas e, principalmente, em manguezais, em substratos com forte presença de silte e argila e altos teores de umidade e de matéria orgânica, com vegetação constituída por *Rhizophora mangle* L. e *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman. Vivem em galerias parcialmente cheias d’água e sob pedras na marca da maré alta, dentro de troncos caídos, pedaços de madeira e raízes de árvores de mangue. Habita desde a zona entremarés até pequenas profundidades (Melo, 1996; Oliveira, 2006; Marochi & Masunari, 2011).

O desenvolvimento larval de *E. limosum* apresenta quatro estágios de zoea e um de megalopa. Sob condições laboratoriais, o desenvolvimento leva 15 dias para ser completado (Kurata et al., 1981).

Eurythium limosum é um dos itens alimentares comumente encontrado em estômagos de bagres *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) (Rabitto & Abilhôa, 1999). A frequência de ocorrência de *E. limosum* nos 48 estômagos estudados foi de 8,33% e o Índice de Importância Alimentar foi de 0,5. Contudo, não houve registros no inverno e na primavera. Já no verão e no outono, *Eurythium limosum* apresentou as seguintes frequências de ocorrência e Índices de Importância Alimentar, respectivamente:

21,4% e 3,0 (verão) e 5,6% e 0,4 (outono). Branco (2009) observou no Saco da Fazenda (Itajaí, SC) que o pássaro savacu-de-coroa (*Nyctanassa vilolacea*) alimenta seus filhotes principalmente com caranguejos, dentre os quais, *E. limosum*.

Almeida (2009) observou que as larvas de *E. limosum* apresentaram uma correlação negativa em relação à salinidade na Baía da Babitonga (São Francisco do Sul, SC), demonstrando que as larvas desta espécie preferem salinidades mais baixas. O autor concluiu que a predominância de estágios iniciais de *E. limosum* nos setores médio e interno do estuário indica que esta espécie realiza o seu ciclo de vida em locais com menor influência marinha, indicando uma possível retenção destas larvas no estuário.

Nos manguezais de Itacuruçá-Coroa Grande e Guaratiba (Itaguaí, RJ), *E. limosum*, esteve presente na região da borda, sempre no substrato lodoso (Oshiro et al., 1998). Em Pernambuco, *Eurytium limosum* foi encontrado na Lagoa Olho D'Água, Município de Jaboatão dos Guararapes, a cerca de 2 km do mar. É uma das espécies eurihalinas bênticas de maior porte desta lagoa (Coelho, 1965/66).

No caso de *Panopeus americanus*, estudos realizados em um manguezal impactado de São Sebastião (SP), por Iguchi & Mantelatto (2009), foi confirmado que o padrão reprodutivo correspondeu a elevada fecundidade e tamanho diminuto dos ovos, características que asseguram o sucesso de propagação e manutenção da população no ambiente, mesmo em um local sob constante estresse antrópico.

Masunari & Dubiaski-Silva (1998) observaram, na Ilha do Farol (Matinhos, PR), que *P. americanus* apresenta como estratégia contra o estresse abiótico decorrente da emersão proteger-se nos espaços entre as pedras e, frequentemente, enterrar-se na areia e lodo úmidos retidos entre os cascalhos sobre os substratos rochosos. Segundo Vergamini & Mantelatto (2008a), a espécie mantém populações estabelecidas mesmo em áreas de manguezais impactados.

Já as espécies *Panopeus austrobesus*, *P. occidentalis* e *P. rugosus* embora ocorram em estuários e manguezais, são também facilmente encontradas em recifes rochosos e de coral, sob pedras, entre algas e esponjas, além de pilares de embarcadouros (Melo, 1996).

Panopeus austrobesus foi observada por Marochi & Masunari (2011) dentro de troncos caídos nos manguezais e no cultivo de ostras no litoral do Paraná. Em estudos sobre a fauna de braquiúros presentes em cultivos do mexilhão *Perna perna* Linnaeus, 1758, em Ubatuba (SP), *P. austrobesus* foi a espécie de maior abundância e constância (711 de 849 indivíduos coletados) (Camargo, 2011). A presença da espécie durante todo estudo sugere sua maior eficiência competitiva em relação à colonização primária das redes. Além disso, foi considerada responsável pela dinâmica e regulação da comunidade de braquiúros nas redes.

Contudo, Macedo et al. (2012) encontraram resultados diferentes nos cultivos de *Perna perna* Linnaeus, 1758, em Armação do Itapocoroy (Penha, SC). Nesses cultivos, *P. austrobesus* foi uma espécie rara, representando menos de 1% dos decápodos coletados, ressaltando a importância das variáveis abióticas reinantes nos respectivos ecossistemas.

P. occidentalis, por outro lado, foi registrado por Masunari & Dubiaski-Silva (1998), na Ilha do Farol (Matinhos, PR), com ocorrência constante (mínimo 10 vezes) no médio litoral superior e inferior. Já no infralitoral, apresentou menor frequência. Como estratégia contra o estresse abiótico decorrente da emersão, protege-se nos espaços entre as pedras e, frequentemente, enterra-se na areia e lodo úmidos retidos entre os cascalhos sobre os substratos rochosos. No mesmo local, Masunari et al. (1998) observaram fêmeas ovígeras de *P. occidentalis* nos meses mais quentes (dezembro/1990 a fevereiro/1991), quando a temperatura de superfície da água foi \geq a 24°C.

Bertini et al. (2004) estudaram os braquiúros da costa norte do litoral paulista em fundos não consolidados, encontrando *P. occidentalis* entre 5 e 10 m, tanto em áreas expostas quanto protegidas. Por sua vez, Melo (2008) estudou os braquiúros de Ilha Grande (RJ), e encontrou *P. occidentalis* em estações que apresentaram salinidade variando de 32,9 a 34,8; profundidade de 8 a 22 m e temperatura de 22,4 a 26,7°C. Já Alves et al. (2012) encontraram dois exemplares de *P. occidentalis* associados com a esponja verde *Amphimedon viridis*, medindo 6,1 e 8,6 mm de comprimento da carapaça.

Panopeus occidentalis é uma espécie primariamente crepuscular ou noturna, podendo ser encontrada sob pedras, em poças de marés ou em galerias de até 30 cm de profundidade que escava em substratos lamosos (Williams, 1984).

Finalmente, *Panopeus rugosus* é reportada por Coelho Filho & Coelho (1996) vivendo na lama, entre raízes do mangue. Habita fundos de areia, conchas, rochas e corais, da região entremarés até 50 m de profundidade (Melo, 1996; 2008) e fundos arenolodosos de baías (Marochi & Masunari, 2011). Um registro raro da espécie em água doce foi feito na Bahia por Almeida et al. (2008), em área de quedas d'água do Rio Santana, próximo à represa Rio do Engenho, indicando tolerância às mudanças de salinidade e, talvez, preferência por menores salinidades (Almeida et al., 2008). Calado & Souza (2003), estudando os crustáceos estuarinos de Mundaú e Manguaba (AL), acharam *P. rugosus* em águas de salinidade desde 1,2 até 5,3.

Biologia Geral

Os caranguejos panopeídeos possuem grande importância ecológica, uma vez que atuam como consumidores primários e secundários em ambientes marinhos entremareais e supralitorais, onde apresentam elevada abundância, especialmente em regiões tropicais.

Acantholobulus bermudensis é uma espécie frequente, mas devido ao alto grau de convergência morfológica com outras espécies da superfamília, e de diagnoses inadequadas, torna-se de difícil identificação o que dificulta a realização de estudos de biologia populacional. Almeida et al. (2010) reportam a espécie como ocorrendo em poças de marés, sob pedras e em bancos de ostras; em salinidade de 28-36. Já Melo

(2008), em estudos na baía de Ilha Grande (RJ), encontrou a espécie em estações que apresentaram salinidade 32,9 e 34,2.

Estudos com *Eurythium limosum*, na planície de maré da Enseada de Ratoes (Florianópolis, SC), registraram uma densidade de 39,2 ind/m² (Boehs et al., 2003). No Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC), participaram com 6,4% de um total de 1.602 braquiúros capturados, pertencentes a 9 gêneros e 15 espécies, com predomínio no inverno (Branco, 1991). Almeida (2009) encontrou Zoeas I, II, III e IV de *E. limosum* com frequência relativa de 6,72% na Baía da Babitonga (São Francisco do Sul, SC). Já na estação Ilha do Mel (setor interno da Baía da Babitonga), foram reportadas densidades de 20,8 org/m³ no verão. A espécie esteve ausente nas outras estações do ano. Na estação de coleta Praia de Laranjeiras, foi uma das poucas espécies com frequência relativa superior a 5%. As larvas de *E. limosum* foram dominantes no verão com densidade de 69,57 org/m³, estando ausentes no outono, inverno e primavera. Também apresentou frequência relativa superior a 5% na estação de coleta São Francisco do Sul. Mais uma vez, as larvas estiveram presentes somente no verão, com densidade de 83,4 org/m³.

Kassuga & Masunari (2008) estudaram a carcinofauna acompanhante de galerias de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) no manguezal do Rio Pinheiros (Baía de Guaratuba, PR) e encontraram *E. limosum* com as seguintes densidades: 4,63 ind/m², nos meses de junho de 2007 e abril de 2008; e 9,26 ind/m², nos meses de outubro e dezembro de 2007. A espécie esteve ausente nos meses agosto de 2007 e fevereiro de 2008.

Oshiro et al. (1998) estudando os crustáceos braquiúros dos manguezais de Itacuruçá-Coroa Grande e de Guaratiba (Baía de Sepetiba, RJ), utilizaram a escala de Dajoz (1973) e estimaram que *E. limosum* foi muito abundante no manguezal de Guaratiba e não rara no manguezal Itacuruçá-Coroa Grande.

No manguezal da Praia de Gaibu (Cabo de Santo Agostinho, PE), *E. limosum* apresentou 12,5% de frequência de ocorrência (sendo classificado como pouco frequente) e abundância relativa de 0,28, sendo classificado como raro (Negromonte et al., 2012). Já no estuário do Rio Piraquê-Acú (Aracruz, ES) foi uma das espécies mais abundantes. Seu maior valor de abundância foi em maio, com 71,2 ind/m³ (Magris & Loureiro-Fernandes, 2005).

Com relação a *P. americanus*, Vergamini & Mantelatto (2008b) coletaram indivíduos da espécie em um remanescente de manguezal afetado por ação antrópica em Araçá, costa norte de São Paulo. A população foi abundante, apresentando densidade média de 14,3±9,3 ind/m². Indivíduos maiores foram mais abundantes nas zonas entremarés superiores e médias, enquanto que os caranguejos menores predominaram na zona entremarés inferior e, assim, permaneceram submersos por mais tempo. Machos e juvenis se distribuíram homoganeamente. As fêmeas preferiram regiões mais afastadas da linha d'água. Um padrão de distribuição agrupado sugeriu comportamento gregário e assentamento de juvenis nas

proximidades de habitats dos adultos, em um processo adaptativo em função do ritmo das marés.

Já populações de *P. austrobesus* foram reportadas por Negreiros-Fransozo & Fransozo (2003), com largura de carapaça (LC) variando de 4,0 a 44,8 mm para machos (média de $16,1 \pm 8,8$ mm) e de 3,1 a 34,5 mm para fêmeas (média de $13,1 \pm 6,7$) no manguezal formado pelos estuários dos rios Comprido e Escuro (Ubatuba, SP). A distribuição da frequência de tamanho foi unimodal. Os machos atingiram sua maturidade sexual perto dos 14,6 mm de LC. Já para as fêmeas, o tamanho estimado em que 50% atingiram a maturidade foi de 13,0 mm de LC. Os machos atingem tamanhos maiores que fêmeas, fornecendo-lhes, provavelmente, condições de proteger as fêmeas durante a corte (Negreiros-Fransozo & Fransozo, 2003).

Tamanhos de largura de carapaça similares foram encontrados por Braga et al. (2005) para *P. Occidentalis*, coletados nas regiões de Ubatuba e Caraguatatuba (litoral de São Paulo), com os mesmos variando de 4,7 a 14,5 mm de LC. No Rio de Janeiro, o período de reprodução de *P. occidentalis* vai do fim de novembro até dezembro, e o período de desova se estende de janeiro a maio e novamente de julho a agosto (podendo se estender até setembro) (Rathbun, 1930). As fêmeas liberam de 3 a 70 mil ovos, dependendo do tamanho. Em laboratório, o tempo médio de eclosão dos ovos é de 15 dias. Juvenis são encontrados em manguezais brasileiros ao longo de todo o ano (Williams, 1984).

Infelizmente, não foram encontrados dados populacionais relativos à espécie *P. rugosus*. No entanto, Pinheiro (1993) investigou a cópula nessa espécie e determinou a duração do processo em cerca de $3,50 \pm 1,12$ h. Essa rápida duração quando comparada a cópula de outros braquiúros pode ser decorrente da adaptação dessa espécie ao ambiente semi-terrestre, o que minimizaria o tempo de exposição à predação (Pinheiro, 1993).

Ameaças

Por serem muito comuns em manguezais, as espécies de panopeídeos são susceptíveis as ameaças sofridas por esse ecossistema. Estimativas recentes apontam que os manguezais vêm desaparecendo a um taxa de 0,7-2% ao ano, com as perdas no último século variando entre 35-86% (FAO, 2007; Lewis, 2009). Essas perdas ocorrem principalmente em países em desenvolvimento, onde se localizam 90% dos manguezais (Duke et al., 2007). No Brasil, estima-se que foram perdidos cerca de 50 mil hectares de manguezais só nos últimos 25 anos, principalmente ao longo das costas sudeste-sul do país (FAO, 2007), e as projeções sugerem que as taxas de perda deverão continuar a aumentar rapidamente (Duke, 2007).

Essas perdas podem afetar diretamente as populações de panopeídeos,

embora as espécies não sofram ameaças diretas, com exceção de *P. americanus* e *P. occidentalis*, que são capturadas para consumo na costa do Piauí. Essa atividade, chamada de “mariscagem”, segundo os pescadores locais, é praticada durante o ano todo por ocasião das marés de sizígia e é destinada à própria subsistência, sendo considerado um recurso pesqueiro sem valor comercial (Lima Júnior et al., 2010), não representando assim uma preocupação para a conservação dessas espécies.

Ações de Conservação

No Brasil, o Código Florestal define os manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP) e prevê restrições a sua utilização. A supressão total ou parcial da vegetação natural só é permitida mediante autorização dos órgãos governamentais competentes e quando é de interesse público e social. No entanto, apenas essa legislação não tem sido suficiente para assegurar a proteção efetiva dessas áreas. Uma razão para isso é que as agências estaduais de meio ambiente determinam, para cada caso, o nível de restrição permitido e também não há um sistema de licenciamento que utilize o mesmo nível de exigência no momento de definir as atividades permitidas nas áreas de mangue e de transição.

Pesquisas Necessárias

Apesar de serem categorizadas como Menos Preocupante (LC), as espécies apresentam pouquíssimos dados sobre sua biologia geral. Existem poucas informações relacionadas com algumas espécies dessa família na literatura, ao que se recomendam estudos populacionais ao longo da distribuição das espécies (densidade, crescimento, recrutamento e longevidade), reprodução (fecundidade, fertilidade, maturidade, etc.) e ecológicos (dimensionamento de nichos ecológicos, etc.), sendo assuntos relevantes e de extrema importância para a caracterização das espécies da família Panopeidae.

Bibliografia

- Almeida, A.M. 2009. Distribuição espaço-temporal de decápodes meroplanctônicos na Baía da Babitonga, SC, Brasil. Curitiba, 51p. (Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná-UFPR).
- Almeida, A.O.; Coelho, P.A.; Luz, J.R.; Santos, J.T.A & Ferraz, N.R. 2008. Decapod crustaceans in fresh waters of southeastern Bahia, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 56(3): 1225-1254.

- Almeida, A.O.; Souza, G.B.G.; Boehs, G. & Bezerra, L.E.A. 2010. Shallow-water anomuran and brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from southern Bahia, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research* 38(3): 329-376.
- Alves, D.F.R.; Carvalho, M.C.R.; Barros-Alves, S. de P. & Cobo, V.J. 2012. Brachyuran crabs (Decapoda, Brachyura) associated with the green sponge *Amphimedon viridis* (Demospongiae) from Itaguá Beach, south-eastern coast of Brazil. *Crustaceana*, 85(4-5): 497-512.
- Boehs, G.; Blankensteyn, A.; Alves, R.; Sabry, R.C.; Carvalho, F.G; Domingos, J.A.S. & Carvalho-Filho, J.W. 2003. Macrofauna bêntica de uma planície de maré da Enseada de Ratoões, Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. *Biotemas*, 16(2): 45-65.
- Bertini, G.; Fransozo, A. & Melo, G.A.S. 2004. Biodiversity of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from non-consolidated sublittoral bottom on the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 2185-2207.
- Boschi, E.E. 2000. Species of decapods crustaceans and their distribution in the American marine zoogeographic provinces. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata*, 13: 7-136.
- Braga, A.A.; Fransozo, A.; Bertini, G. & Fumis, P.B. 2005. Composição e abundância dos caranguejos (Decapoda, Brachyura) nas regiões de Ubatuba e Caraguatatuba, litoral norte paulista, Brasil. *Biota Neotropica*, 5(2): 1-34.
- Branco, J.O. 1991. Aspectos ecológicos dos Brachyura (Crustacea: Decapoda) no manguezal do Itacorubi, SC – Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 7 (1/2): 165-179.
- Branco, J.O. 2009. Uma década de monitoramento da avifauna aquática do Saco da Fazenda, Itajaí, SC., 249-262p. In: Branco, J.O; Lunardon-Branco, M.J. & Bellotto, V.R. (Org.). *Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas*. Editora UNIVALI, Itajaí, SC., 312p.
- Calado, T.C.S. & Sousa, E.C. 2003. Crustáceos do complexo estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba Alagoas. FAPEAL, Maceió.
- Camargo, F.V. 2011. Biodiversidade de caranguejos Braquiúros (Crustacea: Decapoda) associada ao Cultivo comercial de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Molusca: Bivalvia) no Litoral Norte do Estado de São Paulo. Botucatu-SP. 95p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista-UNESP).
- Coelho, P.A. 1965/66. Estudo ecológico da Lagoa do Olho D'Água, Pernambuco, com especial referência aos crustáceos decápodos. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 7/8: 51-70.
- Coelho Filho, P.A. & Coelho, P.A. 1996. Sinopse dos crustáceos decápodos brasileiros (família Xanthidae). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 24: 179-195.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E.A. 2008. Checklist of the marine and estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1058.

- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology Supplement*, 21: 1-109.
- Duke, N.C.; Meynecke, J. & Dittmann, S. et al. 2007. A World without Mangroves? *Science*, 317(5834): 41-42.
- FAO. 2007. The world's mangroves 1980-2005. Organization. Rome, Italy.
- Felder, D.L. & Martin, J.W. 2003. Establishment of a new genus for *Panopeus bermudensis* Benedict & Rathbun, 1891 and several other xanthoid crabs from the Atlantic and Pacific oceans (Crustacea: Decapoda: Xanthoidea). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 116(2): 438-452.
- Guinot, D. 1978. Principes d'une classification évolutive des crustacés décapodes brachyours. *Bulletin Biologique de la France et de la Belgique*, 112: 211-292.
- Guinot, D.; Tavares, M. & Castro, P. 2013. Significance of the sexual openings and supplementary structures on the phylogeny of brachyuran crabs (Crustacea, Decapoda, Brachyura), with new nomina for higher-ranked podotreme taxa. *Zootaxa*, 3665(1): 001-414.
- Iguchi, J. & Mantelatto, F.L. 2009. Tamanho dos ovos do caranguejo *Panopeus americanus* (Crustacea, Decapoda) de uma área de manguezal impactada (São Sebatião, SP). *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*, São Lourenço, MG: 1-3.
- Karasawa, H. & Schweitzer, C.E. 2006. A new classification of the Xanthoidea *sensu lato* (Crustacea: Decapoda: Brachyura) based on phylogenetic analysis and traditional systematics and evaluation of all fossil Xanthoidea *sensu lato*. *Contributions to Zoology*, 75(1/2): 23-73.
- Kassunga, A. & Masunari, S. 2008. Carcinofauna acompanhante de galerias de *Ucides cordatus* (Linnaeus) (Crustacea Ocypodidae) no manguezal do rio Pinheiros, Cabaraquara, Baía de Guaratuba, PR. *Acta Biológica Paranaense*, 34(3,4): 255-258.
- Kurata, H.; Heard, R. W. & Martin, J.W. 1981. Larval development under laboratory conditions of the xanthid mud crab *Eurytium limosum* (Say, 1818) (Brachyura: Xanthidae) from Georgia. *Gulf Research Reports*, 7(1): 19-25.
- Lewis, R.R. 2009. Knowledge overload, wisdom underload. *Ecological Engineering*, 35: 341-342.
- Lima Júnior, T.B.; Aragão, M.I.C.; Leite, J.R.S.A.; Lotufo, T.M.C & Melo, G.A.S. 2010. Inventário dos Brachyura de substratos consolidados naturais do mesolitoral da Praia do Coqueiro, Luís Correia – Piauí. *Biotemas*, 23(2): 69-75.
- Macedo, P.P.B.; Masunari, S. & Corbetta, R. 2012. Crustáceos decápodos associados às cordas de cultivo do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Enseada da Armação do Itapocoroy, Penha – SC. *Biota Neotrópica*, 12(2): 185-195.
- Magris, R.A. & Loureiro-Fernandes, L. 2005. Variação espaço-temporal do meroplâncton no estuário do Rio Piraquê-Açú, Aracruz, Espírito Santo. *Braz. J.*

- Aquat. Sci. Technol., 9(1): 55-60.
- Manning, R.B. & Holthuis, L.B. 1981. West african brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda). Smithsonian Contributions to Zoology, 306: xii+1-379.
- Marochi, M.Z. & Masunari, S. 2011. Os caranguejos Eriphiidae, Menippidae, Panopeidae e Pilumnidae (Crustacea Brachyura) de águas rasas do litoral do Paraná, com chave pictórica de identificação para as espécies. Biota Neotropica, 11(3): 21-33.
- Martin, J.W. & Abele, L.G. 1986. Notes on male pleopod morphology in the brachyuran crab family Panopeidae Ortmann, 1893 sensu Guinot (1978) (Decapoda). Crustaceana, 50(2): 182-198.
- Masunari, S. & Dubiaski-Silva, J. 1998. Crustacea Decapoda da praia rochosa da Ilha do Farol, Matinhos, Paraná. II. Distribuição espacial de densidade das populações. Revista Brasileira de Zoologia, 15(3): 643-664.
- Masunari, S.; Oliveira, E. & Kowalczyk, V.G.L. 1998. Crustacea Decapoda da praia rochosa da Ilha do Farol, Matinhos, Paraná. I. Distribuição temporal de densidade das populações. Revista Brasileira de Zoologia, 15(1): 219-239.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de Identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. São Paulo: Editora Plêiade. 603p.
- Melo, G.A.S. 2008. The Brachyura (Decapoda) of Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Nauplius, 16(1): 1-22.
- Negreiros-Fransozo, M.L. & Fransozo, V. 2003. A Morphometric Study of the Mud Crab, *Panopeus austrobesus* Williams, 1983 (Decapoda, Brachyura) from a Subtropical Mangrove in South America. Crustaceana, 76(3): 281-294.
- Negromonte, A.O.; Araújo, M. de S. L. C. & Coelho, P.A. 2012. Decapod crustaceans from a marine tropical mangrove ecosystem on the Southern Western Atlantic, Brazil. Nauplius, 20(2): 247-256.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie, P.J.F. 2008. Systema Brachyurorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. Raffles Bulletin of Zoology Supplement, 17: 1-286.
- Oliveira, L.M.S. 2006. Composição, distribuição e abundância da superfamília Xanthoidea na Baía de Sepetiba, RJ. Seropédica, RJ, 42p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ).
- Oshiro, L.M.Y.; Silva, R. & Silva, Z.S. 1998. Composição da fauna de braquiúros (Crustacea Decapoda) dos manguezais da baía de Sepetiba – RJ. Nauplius, 6: 31-40.
- Pinheiro, M.A.A. 1993. Comportamento copulatório de *Panopeus rugosus* A. M. Edwards, 1880 (Crustacea, Brachyura, Xanthidae) em cativeiro. Biotemas, 6: 115-120.
- Powers, L.W. 1977. A catalogue and bibliography to the crabs (Brachyura) of the Gulf of Mexico. Port Aransas: University of Texas Marine Science Institute, Port Aransas Marine Laboratory.
- Rabbito, I. da S. & Abilhôa, V. 1999. A alimentação do bagre *Genidens genidens* Valenciennes, 1839 em um banco areno-lodoso da Ilha do Mel, Paraná, Brasil.

- Arquivo de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR, 2(2): 143-153.
- Rathbun, M.J. 1930. The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae, Cancridae and Xanthidae. Bulletin of the United States National Museum, 152: 1-609.
- Schubart, C.D.; Neigel, J.E. & Felder, D.L. 2000. Molecular phylogeny of mud crabs (Brachyura: Panopeidae) from the northwestern Atlantic and the role of morphological stasis and convergence. Marine Biology, 137: 11-18.
- Thoma, B.P. & Felder, D.L. 2012. Redescription of *Hexapanopeus lobipes* and its reassignment to *Milnepanopeus* n. Gen. (Decapoda: Brachyura: Panopeidae). Journal of Crustacean Biology, 32(1): 141-152.
- Thoma, B.P.; Guinot, D. & Felder, D.L. 2014. Evolutionary relationships among American mud crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Xanthoidea) inferred from nuclear and mitochondrial markers, with comments on adult morphology. Zoological Journal of the Linnean Society, 170: 86-109.
- Thoma, B.P.; Schubart, C.D. & Felder, D.L. 2009. Molecular phylogeny of Western Atlantic representatives of the genus *Hexapanopeus* (Decapoda: Brachyura: Panopeidae). In: Martin J.W.; Crandall, K.A. & Felder, D.L. eds. Decapod crustacean phylogenetics. Boca Raton, FL: CRC Press, 551-565.
- Vergamini, F.G. & Mantelatto, F.L.M. 2008a. Continuous reproduction and recruitment in the narrowback mud crab *Panopeus americanus* (Brachyura, Panopeidae) in a remnant human-impacted mangrove area. Invertebrate Reproduction and Development, 51: 1-10.
- Vergamini, F.G. & Mantelatto, F.L.M. 2008b. Microdistribution of juveniles and adults of the mud crab *Panopeus americanus* (Brachyura, Panopeidae) in a remnant mangrove area in the southwest Atlantic. Journal of Natural History, 42(23-24): 1581-1589.
- Williams, A.B. 1983. The mud crab *Panopeus herbstii*, s.l. partition into six species (Decapoda: Xanthidae). Fisheries Bulletin, 81(4): 863-882.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, Lobsters and Crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, 550pp.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Acantholobulus bermudensis* (Benedict & Rathbun, 1891)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC).

Justificativa: O estado de conservação de *Acantholobulus bermudensis* (Benedict & Rathbun, 1891) foi avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie é frequente da zona de entremarés até 15 m, em poças de maré, nas rochas, sob pedras e em bancos de ostras, em estuários e manguezais. Em função de sua distribuição ampla, que abrange mais de um país, de ter uma população presumivelmente grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo, a espécie foi considerada Menos Preocupante (LC).

***Eurythium limosum* (Say, 1818)**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC).

Justificativa: O estado de conservação de *Eurythium limosum* (Say, 1818) foi avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie vive em galerias parcialmente cheias d'água e sob pedras na marca da maré alta, dentro de troncos caídos, pedaços de madeira e raízes de árvores de mangue. Habita a zona entremarés e o infralitoral raso. Em função de sua distribuição ampla, que abrange mais de um país, de ter uma população presumivelmente grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo, a espécie foi considerada Menos Preocupante (LC).

***Panopeus americanus* Saussure, 1857**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC).

Justificativa: O estado de conservação de *Panopeus americanus* Saussure 1857 foi avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). Essa espécie vive sob rochas, em praias lamosas e em mangues em fundos arenosos, conchíferos e lamosos. Desde a zona intertidal até os 25 m de profundidade. A espécie mantém populações bem estabelecidas mesmo em áreas de manguezais impactados. Considerando sua ampla distribuição e ausência de impactos significativos, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

***Panopeus austrobesus* Williams, 1983**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC).

Justificativa: O estado de conservação de *Panopeus austrobesus* Williams, 1983 foi

avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie habita a região entremarés até os 30 m, em baías, estuários, canais ou manguezais, sob pedras, recifes de rocha e coral, em cultivos de ostras e mexilhões. Considerando a ausência de ameaça significativa sobre a espécie, esta foi categorizada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Panopeus occidentalis* Saussure, 1857**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC).

Justificativa: O estado de conservação de *Panopeus occidentalis* Saussure, 1857 foi avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie é encontrado em fundos de areia, rochas ou cascalho, entre algas, esponjas ou raízes de árvores de mangue. Muito comum em pilares de trapiches. Habita desde a zona entremarés até os 20 m de profundidade. Não foram identificadas ameaças significativas direcionadas a espécie. Desta forma, a espécie foi categorizada como sendo Menos Preocupante (LC).

***Panopeus rugosus* A. Milne Edwards, 1880**

Categoria e critério da avaliação: Menos Preocupante (LC).

Justificativa: O estado de conservação de *Panopeus rugosus* A. Milne-Edwards, 1880 foi avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie habita fundos de areia, conchas, rochas e corais da região entremarés até 50 m de profundidade e, na região estuarina, vive na lama, entre raízes do mangue. Não existem ameaças significativas direcionadas à espécie, o que permite categorizá-la como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



Acantholobulus bermudensis (Benedict & Rathbun, 1891)
Foto: Paulo Pachelle



Eurytium limosum (Say, 1818)
Foto: Paulo Pachelle

CAPÍTULO 23

AVALIAÇÃO DOS CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA: PENAEIDAE)

Harry Boos, Rogério C. Costa, Roberta A. Santos, José D. Neto, Evandro S. Rodrigues, Luiz Fernando Rodrigues, Fernando D’Incao, Carlos T. C. Ivo & Petrônio A. Coelho (in memoriam)

Palavras-chave: ameaça, camarão marinho, Crustacea, extinção, Penaeidae, pesca.

Introdução

A família Penaeidae Rafinesque, 1815, apresenta mais de duas centenas de espécies que incluem os camarões mais capturados pela pesca e com maior valor comercial (Pérez-Farfante & Kensley, 1997; Tavares, 2002; Tavares & Martin, 2010).

Durante as oficinas de avaliação do estado de conservação dos crustáceos no Brasil realizadas em 2010 e 2013, foram avaliadas nove espécies de camarões peneídeos: *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888, camarão-barba-ruça, ferrinho (sudeste/sul), camarão-serrinha (litoral norte de São Paulo); *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817), camarão-rosa, camarão-rosa-pintado; *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967), camarão-rosa, camarão-de-pata-azul; *Farfantepenaeus notialis* (Pérez Farfante, 1967), camarão-rosa-do-norte; *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez Farfante, 1967), camarão-rosa-do-norte; *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936), camarão-branco, camarão-verdadeiro, camarão-legítimo; *Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1871), camarão-ferrinho, camarão-branquinho; *Rimapenaeus similis* (Smith, 1885), camarão-branquinho; *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), camarão sete-barbas, camarão-espigão, chifrudo, piticaia, espigão, tanha, vermelho.

Distribuição Geográfica

Embora os camarões peneídeos ocorram em todos os oceanos, as espécies cuja avaliação é apresentada neste capítulo estão distribuídas somente no Atlântico ocidental.

Habitat e Ecologia

Alguns aspectos da bioecologia de uma espécie são especialmente importantes quando é avaliado o risco de extinção. A análise desses aspectos revela o quanto a espécie é suscetível às ameaças, seja pela distribuição restrita, exigências ambientais, estratégia reprodutiva ou longevidade.

Os camarões *F. brasiliensis*, *F. paulensis*, *F. subtilis* e *L. schmitti* ocorrem em estuários e baías costeiras em sua fase juvenil e na plataforma continental em sua fase adulta. Já *X. kroyeri*, *R. constrictus*, *R. similis* e *A. longinaris* não são dependentes dos estuários, realizando seus ciclos ou inteiramente em áreas costeiras marinhas ou migram durante a desova ao mar aberto como os camarões do gênero *Rimapenaeus* (D’Incao, 1998; Tavares, 2002; Costa et al., 2003; Costa & Fransozo (2004a e 2005); Santos et al., 2006a,b; Graça-Lopes et al., 2007; Kolling et al., 2008). As maiores abundâncias de *X. kroyeri* são observadas em águas de salinidade mais elevada (Dias Neto, 2011; Heckler et al., 2013).

Em relação ao tipo de substrato em que ocorrem, as espécies *F. brasiliensis*, *F. paulensis*, *F. subtilis* e *L. schmitti* ocorrem em fundos de areia, areia lamosa, areia biodetrítica, areia com cascalho e calcário, lama, lama arenosa. Na Lagoa dos Patos, *F. paulensis* e *L. schmitti* estão associados às pradarias de *Ruppia maritima* (D’Incao, 1995; Garcia et al., 1996; Tavares, 2002; Costa et al., 2008; Valentini, 2005; Santos et al., 2008). Já os peneídeos *X. kroyeri*, *R. constrictus* e *A. longinaris* foram bem estudados no litoral norte paulista (Costa et al., 2004a, 2005 e 2007). Tais autores verificaram que as duas primeiras espécies preferem, principalmente, locais com silte e argila e *A. longinaris* distribuem em locais com maiores quantidades de areia muito fina.

Já a distribuição batimétrica das espécies apresenta alguma variação, em especial em relação aos locais de maior abundância (Tabela 1).

Tabela 1 - Distribuição batimétrica das espécies avaliadas.

Espécie	Distancia batimétrica	Maior abundância
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>	águas rasas até 366 m	45 a 65 m
<i>Farfantepenaeus</i>	águas rasas até 150 m	40 a 80 m
<i>Farfantepenaeus subtilis</i>	águas rasas até 190 m	até 75 m
<i>Litopenaeus schmitti</i>	águas rasas até 47 m	15 a 30 m
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	águas rasas até 70 m	5 a 30 m
<i>Artemesia longinaris</i>	águas rasas até 125 m	15 a 25 m
<i>Rimapenaeus constrictus</i>	águas rasas até 127 m	5 a 25 m

Fontes: D’Incao (1998); Tavares (2002); Costa et al. (2003, 2007); Santos et al. (2006a,b); Graça-Lopes et al., (2007); Kolling (2008).

A primeira maturação (L_{50}) de *F. brasiliensis* e *F. paulensis* ocorre aproximadamente com 12 meses, quando os espécimes têm por volta de 15,0 cm de comprimento total (CT). A reprodução ocorre durante todo o ano de Santa Catarina em direção ao norte, com picos de outono e primavera. As desovas são acima de 500 mil ovos, que são demersais livres na coluna d'água (D'Incao, 1995). Na costa de São Paulo, ambas as espécies também são intensamente exploradas e a reprodução de *F. paulensis* ocorre de forma similar ao registrado na costa catarinense, no entanto, de acordo com o recrutamento de juvenis observado para *F. brasiliensis* (janeiro a maio), há indícios que a desova seja sazonal (Costa et al., 2008).

Já para *F. subtilis*, no litoral norte do Brasil, o tamanho da primeira maturação foi estimado em 13,5 cm CT. Nesta região, a desova também ocorreu ao longo de todo o ano, com picos nos meses de março a julho e de setembro a outubro (Isaac et al., 1992). Já Cintra et al. (2004), registraram picos reprodutivos de fevereiro a abril e de julho a agosto.

Em *L. schmitti*, a primeira maturação ocorre com aproximadamente 1,7 cm de comprimento da carapaça (CC) no norte/nordeste, com cerca de 6 e 7 meses, e 1,6 cm no sudeste/sul (Coelho & Santos, 1994; Santos et al., 2006a; Santos et al., 2008). No norte/nordeste ocorrem dois picos reprodutivos, um entre janeiro e março e outro entre julho e setembro. No litoral sudeste/sul, ocorre um único pico reprodutivo em outubro e novembro, com fecundidade entre 500 mil e 1 milhão de óvulos (Pérez-Farfante, 1969; Santos et al., 2008; Fransozo, 2011).

Xiphopenaeus kroyeri, por sua vez, teve o tamanho da primeira maturação estimada em 7,3 cm CT para machos e 7,9 cm para fêmeas (Branco, 2005; Coelho & Santos, 1983; Natividade, 2006; Severino-Rodrigues et al., 1993). No litoral paulista a primeira maturação foi estimada em 6,2 cm CT para machos e 7,1 cm para fêmeas (Severino-Rodrigues et al., 1993). No norte do Rio de Janeiro os machos atingiram a maturação com 6,6 cm CT (1,2 cm – CC), enquanto as fêmeas com 10,9 cm CT e 2,2 cm CC (Fernandes et al., 2011). Em relação à idade de primeira reprodução, foi estimada em 12 meses na região Nordeste, 18 meses no Paraná e em Santa Catarina em torno de 14 meses (Amado, 1978; Graça-Lopes et al., 2007; Rodrigues et al., 2015). A espécie apresentou dois picos de desova registrados em Santa Catarina, um mais intenso no final da primavera e outro no outono (Branco, 2005). Na região nordeste a reprodução ocorre de dezembro a abril (Coelho & Santos, 1983; Santos & Ivo, 2000). No litoral paulista a reprodução é contínua com pico principal de fêmeas maduras observado no verão e início de outono (janeiro - abril) e um segundo pico no final do inverno e até metade da primavera (setembro a novembro). O recrutamento juvenil também é contínuo com maiores intensidades no verão e no outono (Costa et al., 2011; Castilho et al., 2015). No norte do Rio de Janeiro o recrutamento da espécie ocorreu principalmente de junho a agosto e de janeiro a maio (Fernandes et al., 2011).

Artemesia longinaris foi bem estudada nas regiões sudeste e sul do Brasil e no litoral argentino. O gradiente latitudinal no sentido sul-norte da distribuição deste

peneídeo revelou uma mudança no comportamento reprodutivo e no tamanho dos indivíduos. Em regiões temperadas como Chubut (43°S) e Mar del Plata (37°S), na Argentina, os tamanhos atingidos foram de 3,7 e 2,9 cm CC, respectivamente, sendo que a reprodução foi sazonal restrita aos meses mais quentes. Já em águas brasileiras, com a diminuição da latitude e com características tropicais (23°S) em Ubatuba/SP, a reprodução foi contínua e com indivíduos com tamanhos menores, não ultrapassando 2,7 cm CC. Uma similar tendência foi observada para os tamanhos na maturidade sexual, os quais foram menores a medida que as latitudes diminuíram, sendo 2,2 cm CC em Mar del Plata (37°S); 1,7cm CC em Rio Grande (32°S) e 1,4 cm em Ubatuba (23°S) (Castilho et al., 2007; Costa et al., 2010). Para *R. constrictus* a maturidade foi estimada em 0,8 cm CC para fêmeas e 0,7 cm CC para os machos a partir de dados amostrados na região de Ubatuba/SP (Costa et al., 2004b).

A reprodução dos camarões peneídeos, que apresentam as fases iniciais de vida nos estuários, normalmente ocorre em mar aberto. No caso das espécies *F. brasiliensis*, *F. paulensis*, *F. subtilis* e *L. schmitti*, as pós-larvas penetram nos estuários, onde ocorre o crescimento, e os pré-adultos migram dos criadouros para as zonas de reprodução no mar (D’Incao, 1995; Costa et al., 2008; Corrêa & Martinelli, 2009; Capparelli et al., 2012).

Com relação a *X. kroyeri*, todo o ciclo de vida envolvendo as larvas, juvenis e adultos ocorre na mesma região em áreas costeiras até os 30 m de profundidade, incluindo baías com salinidades acima de 30 (Branco, 2005; Costa et al., 2011; Castilho et al., 2015). Na região norte paulista, Costa et al. (2004b) também observaram o mesmo padrão do ciclo de vida do camarão-sete-barbas para *R. constrictus*. Este peneídeo também apresentou reprodução contínua, porém com maiores intensidades na primavera. Desconhece-se estudos no Brasil sobre *R. similis*. O único foi realizado no Golfo do México, por Bauer & Lin (1994), em latitudes (28°N a 30°N) que separam as regiões subtropical e temperada. Os autores observaram reprodução e recrutamento sazonais, restritos aos meses mais quentes sem migração ao mar aberto. Tal estudo também corrobora com o fato de que não há segregação espacial entre juvenis e adultos.

Artemesia longinaris também tem seu ciclo de vida restrito ao ambiente marinho salinidades em torno de 35. Esta espécie exhibe uma intensa migração para reprodução e ao contrário da maioria dos peneídeos, no litoral brasileiro a cópula ocorre em regiões de maiores profundidades e as fêmeas reprodutivas migram para águas costeiras para desova, principalmente quando a temperatura diminui para valores entre 19 a 21°C. Após as desovas, que ocorrem normalmente na primavera e verão, os juvenis retornam para o mar aberto para completar o ciclo de vida (Costa et al., 2005 e 2010).

Aspectos climáticos interferem no ciclo de vida e abundância dos camarões. Na Lagoa dos Patos, por exemplo, a pescaria de *F. brasiliensis* e *F. paulensis* diminui em anos de alta pluviosidade característicos de “El Niño”, pela impossibilidade das pós-larvas penetrarem neste estuário (Moreira et al., 2000; Pereira & D’Incao, 2012).

No complexo baía-estuário de Santos/São Vicente/SP, a abundância e distribuição de *L. schmitti* são influenciadas, principalmente, pela temperatura de fundo, fazendo com que as maiores capturas ocorram no verão, período com as maiores temperaturas e alta pluviosidade (Santos et al., 2008). Em águas com temperaturas de fundo mais elevadas também apresentam maiores abundâncias dos camarões *X. kroyeri* e *R. constrictus* (Costa et al., 2004a e 2007b). Por outro lado, *A. longinaris* é indicadora de temperaturas frias, sendo que valores entre 19 e 21 °C apresentam as maiores abundâncias deste peneídeo (Costa et al., 2005).

A longevidade é um aspecto importante quando é avaliado o risco de extinção de uma espécie. Os camarões peneídeos avaliados são espécies de crescimento rápido e vida curta, com longevidade de 2 a 2,5 anos (Neiva et al., 1971; Isaac et al., 1992; D’Incao, 1995; Tavares, 2002; Leite & Petrere, 2006a; 2006b; Santos et al., 2006a; Fernandes et al., 2011).

Biologia Geral

No sudeste e sul do Brasil foram identificadas pelo menos duas subpopulações de *F. paulensis*, uma para a costa do Rio de Janeiro e São Paulo e outra para Santa Catarina e Rio Grande do Sul, onde foi também observado um alto déficit de heterozigotos e desequilíbrio em relação ao equilíbrio de Hardy-Weinberg, tal fato pode estar relacionado à sobrepesca. Por outro lado, Teodoro et al. (2015) utilizando genes COI de indivíduos amostrados no Rio de Janeiro, três localidades de SP e Rio Grande do Sul, revelaram uma homogeneidade genética e associaram tal resultado à alta capacidade de dispersão larval planctônica. Já *F. brasiliensis* não apresentou diferenciação genética populacional significativa ao longo de sua distribuição no Brasil (Gusmão et al., 2005; Preto, 2009).

Para *X. kroyeri* os dados populacionais disponíveis sugerem que seja uma única espécie, embora existam evidências de que trata-se de duas espécies crípticas, com alta similaridade morfológica, possuindo ainda subpopulações distintas ao longo da costa brasileira (Gusmão et al., 2006). Carvalho-Batista et al. (2014) utilizando genes COI compararam indivíduos amostrados em toda área distribucional de *A. longinaris* desde o Rio de Janeiro até Mar del Plata encontraram uma homogeneidade genética e concluíram ser uma única população. Para os camarões *Rimapenaeus* spp ainda não há estudos sobre os aspectos genéticos em toda área de ocorrência.

Ameaças e Usos

Os camarões peneídeos apresentam grande importância comercial, sendo por esta razão intensamente pescados tanto no seu estrato juvenil, em estuários e

baías (pesca artesanal), como no seu estrato adulto em mar aberto (pesca artesanal e industrial). O elevado esforço de pesca nos dois estratos prejudica o fechamento de seu ciclo de vida e é seu principal fator de decréscimo em abundância. A situação torna-se crítica quando soma-se à degradação ambiental de seus criadouros.

Nas regiões sudeste e sul, *F. brasiliensis* é capturada e registrada conjuntamente com *F. paulensis*, especialmente nas pescarias realizadas no litoral e estuários de Santa Catarina até o Rio de Janeiro, tanto em seu estrato juvenil como adulto, devido à grande semelhança entre elas (D’Incao, 1991, 1995; D’Incao et al., 2002). Já na região norte e nordeste *F. brasilienses* pode estar somada à *F. subtilis* na estatística pesqueira. Desta forma, todas as avaliações disponíveis dizem respeito, no mínimo, a duas espécies, consideradas sob o mesmo nome vulgar de “camarão-rosa” (Valentini et al., 1991; D’Incao et al., 2002; Leite & Petrere, 2006a).

Somente no Rio Grande do Sul os dados oriundos das pescarias podem ser considerados quase que exclusivamente relacionados à *F. paulensis*, uma vez que *F. brasiliensis* ocorre apenas ocasionalmente no litoral e estuários desse estado (D’Incao, 1991, 1995).

O comportamento da produção total (artesanal e industrial) do camarão-rosa do sudeste e sul no período de 1965 a 2007 apresenta grandes flutuações. O recorde de produção ocorreu em 1972 (16.623t), a partir de então, continuou a ocorrer grandes flutuações nas produções anuais, entretanto, com picos decrescentes até 2003, quando a produção foi de apenas 1.174t, a menor do período. Nos últimos anos da série constata-se recuperação na produção, chegando a 5.400t em 2007 (Dias-Neto, 2011).

Importa ponderar que o desembarque médio de camarão-rosa da pesca artesanal ou de pequena escala, segundo informa Dias-Neto (2011), analisando o período de 1965 a 2007, representou cerca de 60% da produção total, enquanto os outros 40% seriam gerados pela pesca industrial, em mar aberto.

Quanto às grandes flutuações na produção total de ano para ano, a principal razão está associada ao resultado das capturas na Lagoa dos Patos, que estão relacionadas com as condições ambientais que ditam a entrada ou não de camarão no ambiente e, em decorrência, alta ou baixa produção de camarão-rosa nesse estuário, em cada ano.

A continuada tendência de declínio na produção, registrada a partir de 1972 e até 2003, foi decorrente do regime de sobrepesca que o recurso passou a sofrer a partir da década de 1970 e que não foram revertidas pelas medidas de gestão adotadas pelo Estado brasileiro. Por sua vez, as melhores produções observadas nos últimos anos, apesar de importantes, podem não representar recuperação consolidada dos estoques em decorrência dos ciclos de flutuações (declínios e recuperações) constatadas em períodos anteriores (de 1974 a 1980 e de 1988 a 1992) ou pela não redução dos níveis elevados de esforço de pesca autorizados tanto para as áreas estuarino-lagunares como as de mar aberto, que podem comprometer ou anular essa eventual recuperação.

A captura por unidade de esforço (CPUE) caiu de 23,9 kg/h em 1965 para em torno de 3,0 kg/h no final dos anos 1990, permanecendo nestes patamares até a atualidade (D’Incao et al., 2002; IBAMA, 2009). D’Incao et al. (2002) consideraram o recurso camarão-rosa como em depleção no final da década de 1990, o que foi corroborado com a dinâmica da frota industrial camaroneira que deixou de ter o camarão-rosa como espécie-alvo e passou a exercer uma atividade multiespecífica.

Na pesca industrial no litoral norte do Brasil, o volume de desembarques anuais de *F. subtilis* apresentou crescimento expressivo entre 1970 e 1988. Em 1987/1988 atingiram em torno de 10.000t. Nesse período, a frota também atingiu o número máximo de embarcações permitidas, chegando a cerca de 250 barcos. A partir de 1986, houve uma diminuição da frota e a partir de 1998 o volume dos desembarques passou a cair, totalizando apenas cerca de 6.000t, em 1990. Nos anos seguintes, voltou a aumentar, atingindo novamente um pico de pouco mais de 8.000 t, em 1993. Em seguida, caiu de forma acentuada, chegando ao valor mais baixo em 2001, apenas 3.200t. A partir de 2002, há gradativa recuperação, voltando a alcançar o volume de 7.800t, em 2006, entretanto decrescendo para 2.240t, em 2007 (Dias-Neto, 2011).

Já a captura por unidade de esforço de pesca (CPUE= kg/dia de mar), apresentou no período de 1982 a 2005 tendência decrescente, com pequenas variações entre o máximo de 160,5 kg/dia de mar em 1982 e 101,7 kg/dia de mar, em 2000 (Dias-Neto, 2011).

Foi constatado que entre 1980 e 1990 ocorreu a aplicação dos maiores níveis de esforço de pesca sobre o recurso e é provável que tenha sido explorado em níveis pleno ou, mesmo, de sobrepesca (Dias-Neto, 2003). Entretanto, em decorrência da diminuição do esforço de pesca nos anos seguintes, aliada provavelmente, a condições ambientais favoráveis, o estoque de camarão apresentou recuperações continuadas (Aragão et al., 2001). Contudo, não existem, nos últimos anos, evidências de sobrepesca do camarão *F. subtilis* (Dias-Neto, 2011).

Os maiores desembarques controlados de *L. schmitti* para as regiões sudeste e sul do Brasil foram observados no período entre 1969 e 1986, variando entre 700 e 1.350t anuais, com a maior produção ocorrendo no último ano do período (D’Incao et al., 2002). Durante a década de 1990 as capturas sofreram diminuições consideráveis e mantiveram-se em torno das 300t (Valentini, 2005). No Rio Grande do Sul, a diminuição da abundância das populações pode ser considerada como decorrente do aumento do esforço pesqueiro (D’Incao et al., 2002). Entre 2001 e 2007 as capturas estiveram entre 400 e 500t (Dias-Neto, 2011; IBAMA, 2009), mantendo os patamares da década anterior, abaixo ainda do máximo rendimento sustentável, que estaria por volta de 1.100t, segundo D’Incao et al. (2002). Atualmente, não existem estatísticas disponíveis sobre os desembarques da espécie no Brasil.

Xiphopenaeus kroyeri é pescada pela frota de arrasto, tanto industrial como artesanal, sendo a última a principal modalidade de captura na costa brasileira (D’Incao et al., 2002; Dias-Neto, 2011; Heckler et al., 2013).

No sudeste e sul do Brasil as maiores capturas de *X. kroyeri* foram obtidas no período de 1972 a 1982, com volumes de desembarque entre 9.830 e 15.580t, sendo a maioria dos desembarques entre 13.000 e 14.000t (Valentini et al., 1991). Após esse período, observou-se uma contínua diminuição dos desembarques para o patamar registrado em 2007, inferior a 10.000t, com oscilações anuais. As capturas observadas a partir da década de 2000 representam menos de 40% do melhor rendimento observado na série histórica.

No período 1973-1987, o rendimento máximo sustentável foi estimado em 14.405t (Valentini et al., 1991), o que indica que o estoque foi explorado em níveis próximos aos máximos de captura e esforço de pesca. Esse alto nível de exploração suscitou recomendações na redução do esforço, por meio do controle sobre a frota e estabelecimento de um período de defeso. A pesca do camarão-sete-barbas mostrou um decréscimo significativo no período de 1990-1999, sendo o rendimento máximo sustentável estimado em 7.341t, uma redução considerável nos patamares de produção anteriormente descritos, em função de decréscimos acentuados na captura total e na abundância relativa (D’Incao et al., 2002).

No nordeste do Brasil as capturas de camarão-sete-barbas são realizadas apenas pela pesca artesanal, com volumes entre 5.000 e 8.000t para a década de 2000. Entre o Piauí e o Rio Grande do Norte, no período de 1987 a 2007, as capturas encontravam-se estáveis em volumes abaixo de 1.000t, enquanto da Paraíba a Bahia essas capturas estavam em ascensão, passando de cerca de 2.000t, no início do período, para 10.000t (IBAMA, 2009; Dias-Neto, 2011).

A evolução da produção total do camarão-barba-ruça (*A. longinaris*) no sudeste/sul do Brasil, no período de 1978 a 2007, registra a maior produção com 7.044t em 2003, e nos últimos anos considerados, até 2007, variou em torno de 3.000t (IBAMA, 2009; Dias-Neto, 2011).

No sul do Brasil, Baptista-Metri (2007) estimou o rendimento máximo sustentável para *A. longinaris* em 3.579 t/ano. Segundo Dumond & D’Incao (2008), esse volume de captura representa 59% da biomassa estimada durante suas investigações na área de pesca da espécie em Rio Grande, o que pode representar uma excessiva mortalidade pesqueira para o estoque, As reduções nos desembarques durante os últimos anos monitorados pode indicar os primeiros sinais do esforço de pesca excessiva (Dumond & D’Incao, 2008).

Desde 2008 não estão mais disponíveis as estatísticas pesqueiras nacionais discriminadas por estado, portanto não são conhecidos os níveis atuais de captura de camarões no Brasil.

Ações de Conservação

As principais ações de conservação voltadas aos camarões peneídeos referem-se ao estabelecimento de estratégias de manejo pesqueiro. Essas medidas têm sido

adotadas durante os últimos 25 anos e estão relacionadas à proteção da migração de recrutamento da zona de criação para a zona do estoque adulto. São os chamados defesos do camarão-rosa na pesca em mar aberto. O defeso, além de proteger o recrutamento, tem objetivo de diminuir o esforço pesqueiro.

Além do defeso, são adotadas outras medidas por meio de regulamentações, como o tamanho mínimo de captura, áreas de exclusão de pesca (ex. arrasto industrial a uma determinada distância da costa) e limitação de esforço de pesca em número de barcos para os camarões rosa e sete-barbas, e proibição de determinados petrechos de pesca. Outra medida fundamental é a preservação dos principais criadouros ao longo da costa.

Pesquisas Necessárias

É imprescindível que sejam feitos monitoramentos rotineiros nos desembarques tanto industrial como artesanal, com a identificação das espécies exploradas, para que se possa avaliar o real impacto da pesca sobre cada espécie.

Bibliografia

- Amado, M.A.P.M. 1978. Estudos biológicos do *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), camarão sete-barbas (Crustacea, Penaeidae) de Matinhos, PR. Universidade Federal do Paraná, Dissertação de Mestrado, 100p.
- Aragão, J.A.N.; Cintra, I.H.A.; Silva, K.C.A. & Vieira, I.J.A. 2001. A exploração camaroeira na costa norte do Brasil. Boletim Técnico Científico, CEPNOR 1(1): 7-40.
- Baptista-Metri, C. 2007. Biologia pesqueira de *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeidae) e de *Pleoticus muelleri* Bate, 1888 (Decapoda, Dendrobranchiata, Solenoceridae) no Sul do Brasil. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Tese de Doutorado, 218p.
- Bauer, R.T. & Lin, J. 1994. Temporal patterns of reproduction and recruitment in populations of the penaeid shrimps *Trachypenaeus similis* (Smith) and *T. constrictus* (Stimpson) (Crustacea: Decapoda) from the north-central Gulf of Mexico. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 182(2): 205-222.
- Branco, J.O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. Revista Brasileira de Zoologia 22(4): 1050-1062.
- Capparelli, M.V.; Kasten, P.; Castilho, A.L. & Costa, R.C. 2011. Ecological distribution of the shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda, Penaeoidea) in Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. Invertebrate Reproduction & Development 56(3): 173-179.
- Castilho, A.L.; Gavio, M.A.; Costa, R.C.; Boschi E.E.; Bauer, R.T. & Fransozo, A. 2007a.

- Latitudinal variation in population structure and reproductive pattern of the endemic southamerican shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea). *Journal of Crustacean Biology* 27(4): 548-552.
- Castilho, A.L.; Bauer, R.T.; Freire, F.A.M.; Fransozo, V.; Costa, R.C.; Grabowski, R.C. & Fransozo, A. 2015. Lifespan and reproductive dynamics of the commercially important sea bob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Penaeoidea): synthesis of a 5-year study. *Journal of Crustacean Biology*, 35(1): 30-40.
- Carvalho-Batista, A.; Negri, M.; Pileggi, L.G.; Castilho, A.L.; Costa, R.C. & Mantelatto, F.L. 2014. Inferring population connectivity across the range of distribution of the stiletto shrimp *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888 (Decapoda: Penaeidae) from DNA barcoding: implications for fishery management. *Zookeys*, 457: 271-288.
- Cintra, I.H.A.; Aragão, J.A.N. & Silva, K.C.A. 2004. Maturação gonadal do camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez Farfante, 1967) na Região Norte do Brasil. *Boletim Técnico Científico CEPNOR*, 4(1): 21-29.
- Coelho, P.A. & Santos, M.C.F. 1983. Época da reprodução do camarão-sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) na região de Tamandaré, PE. *Boletim Técnico Científico do CEPENE* 1(1): 171-186.
- Coelho, P.A. & Santos, M.C.F. 1994. Ciclo biológico de *Penaeus schmitti* Burkenroad, em Pernambuco (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). *Boletim Técnico Científico CEPENE*, 2: 35-50.
- Corrêa, A.B. & Martinelli, J.M. 2009. Composição da População do Camarão-Rosa *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1936) no Estuário do Rio Curuçá, Pará, Brasil. *Revista Científica da UFPA* 7(1): 1-18.
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Melo, G.A.S. & Freire, F.A.M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-12.
- Costa, R.C. & Fransozo, A. 2004a. Abundance and ecologic distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Crustacea: Penaeidae) on the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Journal of Natural History*, 38: 901-912
- Costa, R.C. & Fransozo, A. 2004b. Reproductive biology of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Decapoda: Penaeidae) in the Ubatuba region of Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 24(2): 274-281
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Castilho, A.L. & Freire, F.A.M. 2005. Annual, seasonal and spatial variation of abundance of the shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*, 85: 107-112.
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Freire, F.A.M. & Castilho, A.L. 2007. Abundance and ecological distribution of the “sete-barbas” shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) in three bays of the Ubatuba region, south-eastern Brazil. *Gulf and Caribbean Research*, 19: 33-41.
- Costa, R.C.; Lopes, M.; Castilho, A.L.; Fransozo, A. & Simões, S.M. 2008. Abundance and distribution of juvenile pink shrimps *Farfantepenaeus spp.* in a mangrove estuary and adjacent bay on the northern shore of São Paulo State, southeastern Brazil.

- Invertebrate Reproduction and Development, 52(2): 59-68.
- Costa, R.C.; Branco, J.O.; Machado, I.F.; Campos, B.R. & Avila, M.G. 2010. Population biology of shrimp *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888 (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) from the South coast of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*, 90(4): 663 - 669.
- Costa, R. C.; Heckler, G. S.; Simões, S. M.; Lopes, M. & Castilho, A. L. 2011. Seasonal variation and environmental influences on abundance of juveniles of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) in southeastern Brazil. In: Pessani, D.; Tirelli, T. & Frogli, C. (Orgs.). *IX Colloquium Crustacea Mediterranea – Behaviour, Ecology, Fishery*. Torino, Italy: Monografie del Museo Regionale di Scienze Naturali, p. 47-58.
- D’Incao, F. 1985. Camarões de alto valor comercial do Rio Grande do Sul. *Cadernos da Pesca*, Porto Alegre, 5: 1-10.
- D’Incao, F. 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos. *Atlântica* 13 (1): 159-169.
- D’Incao, F. 1995. Taxonomia, padrões distribucionais e ecológicos dos Dendrobranchiata (Crustacea, Decapoda) do Brasil e Atlântico Ocidental. Universidade Federal do Paraná, Tese de Doutorado, 365p.
- D’Incao, F., 1998. Malacostraca. Eucarida. Dendrobranchiata. p.311-321. In: P.S. Young, (ed.), *Catalogue of Crustacea of Brazil*, Série Livros n. 6, Rio de Janeiro, Museu Nacional.
- D’Incao, F.; Valentini, H. & Rodrigues, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil 1965-1999. *Atlântica*, 24(2): 103-116.
- Dias-Neto, J. 2003. Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil. Brasília, Ibama, 242p.
- Dias-Neto, J. (Org.). 2011. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil. Brasília, Ibama, 242p.
- Dumont L.F.C. & D’Incao F. 2008. Distribution and abundance of the 407 argentinean (*Artemesia longinaris*) and red (*Pleoticus muelleri*) in Southern Brazil during the commercial double-rig trawl fishery season. *Nauplius*, 16: 83-94.
- Fernandes, L.P.; Silva, A.C.; Jardim, L.P.; Keunecke, K.A. & Di Benedetto, A.P.M. 2011. Growth and Recruitment of the Atlantic Seabob Shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda, Penaeidae), on the Coast of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Crustaceana*, 84(12-13): 1465-1480.
- Fransozo, V. 2011. Distribuição ecológica, ciclo reprodutivo e morfologia do sistema reprodutor masculino do camarão-branco, *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea, Penaeoidea) da região sudeste do Brasil. Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu (SP). Tese de doutorado.
- Furtado Junior, I.; Tavares, M.C.S. & Brito, C.S.F. 2003. Avaliação do potencial da produção de peixes e camarões, com rede-de-arrasto de fundo, na plataforma continental da região norte do Brasil (área de pesca do camarão-rosa). *Boletim Técnico Científico, CEPNOR* 3(1):147-161.
- Garcia, A.M.; Vieira, J.P.; Bemvenuti, C.E. & Geraldi, R.M. 1996. Abundância e diversidade da assembleia de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia*

- maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos (RS - Brasil). Nauplius, 4: 113-128.
- Graça-Lopes, R.; Santos, E.P.; Severino-Rodrigues, E.; Braga, F.M.S. & Puzzi, A. 2007. Aportes ao conhecimento da biologia e da pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no Litoral do Estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 33(1): 63-84.
- Gusmão, J.; Lazoski C.; Monteiro, F.A. & Solé-Cava, A.M. 2006. Cryptic species and population structuring of the Atlantic and Pacific seabob shrimp species, *Xiphopenaeus kroyeri* and *Xiphopenaeus riveti*. Marine Biology, 149: 491-502.
- Gusmão, J.; Lazoski, C. & Solé-Cava, A.M. 2005. Population genetic structure of Brazilian shrimp species (*Farfantepenaeus* sp., *F. brasiliensis*, *F. paulensis* and *Litopenaeus schmitti*: Decapoda: Penaeidae). Genetics and Molecular Biology 28(1): 165-171
- Heckler, G.S.; Simões, S.M.; Lopes, M.; Zara, F. Z. & Costa, R.C. 2013. Biologia populacional e reprodutiva do camarão-sete-barbas na Baía de Santos, São Paulo. Boletim do Instituto de Pesca, 39: 283-297.
- IBAMA, 2009. Estatísticas da pesca 2007: Brasil e grandes regiões e unidades da federação. Brasília, Ibama, 113p.
- Isaac, V.J.; Dias-Neto, J. & Damasceno, F.G. 1992. Biologia, dinâmica de populações e administração pesqueira do camarão rosa *Penaeus subtilis* da região norte do Brasil. Série de Estudos de Pesca, Coleção Meio Ambiente, nº1, Brasília, Ibama, 187p.
- Kolling, J.A.; Batista, P.A.; Ávila-Da-Silva, A.O. & Carneiro, M.H. 2008. A utilização do ambiente marinho e de seus recursos vivos pela frota pesqueira paulista: O ambiente demersal. Série Relatórios Técnicos, nº 32, São Paulo, 62p.
- Leite Jr., N.O. & Petreire Jr., M. 2006a. Growth and mortalities of the pink-shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante, 1967 in southeast Brazil. Brazilian Journal of Biology, 66(2a): 523-536.
- Leite-Jr., N.O. & Petreire-Jr., M. 2006b. Stock assessment and fishery management of the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante, 1967 in Southeastern Brazil (23° to 28° s). Brazilian Journal of Biology, 66(1b): 263-277.
- Moreira, I.A.; Leivas, J.; Maia, J.A. & Campos, C.R.J. 2000. Influências do fenômeno El Niño e La Niña nas safras de camarão-rosa, de 1955 a 1997, no Estuário da Lagoa dos Patos. In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia - SBMET, Rio de Janeiro.
- Natividade, C.D. 2006. Estrutura populacional e distribuição do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) no litoral do Paraná. Universidade Federal do Paraná, Dissertação de Mestrado, 76p.
- Neiva, G. S.; Santos, E.P. & Jankauskis, V. 1971. Análise preliminar da população de camarão-legítimo *Penaeus schmitti*, Burkenroad, 1936, na Baía de Santos - Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 1(2): 7-14.
- Pereira, N. & D’Incao, F. 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil. Journal of the Marine Biological Association, 34: 1-6.

- Pérez-Farfante, I. 1969. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. Fishery Bulletin, 67(3): 461-591.
- Pérez-Farfante, I. & Kensley B. 1997. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the world. Memoires du Museum National D'Histoire Naturelle, 175: 1-233.
- Preto, A.L. 2009. Estruturação populacional do camarão-rosa sobre-explotado *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) no litoral sul-sudeste brasileiro e seu significado para a conservação. Universidade Federal de São Carlos, Tese de Doutorado, 68p.
- Rodrigues, L.F.; Boos, H. & Branco, J.O. 2015. Biologia e pesca do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862) no Balneário Barra do Sul, SC. Revista CEPESUL - Biodiversidade e Conservação Marinha, 4(1): 46-57.
- Santos, M.C.F. & Ivo, C.T.C. 2000. Pesca, biologia e dinâmica populacional do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae), capturado em frente ao município de Caravelas (Bahia, Brasil). Boletim Técnico Científico CEPENE, 8(1): 131-164.
- Santos, M.C.F.; Pereira, J.A.; Ivo, C.T.C. & Souza, R.F.C. 2006a. Crescimento do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) no Nordeste do Brasil. Boletim Técnico Científico CEPENE, 14(1): 59-70.
- Santos, M.C.F.; Coelho P.A. & Porto M.R. 2006b. Sinopse das informações sobre a biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda, Penaeidae), no nordeste do Brasil. Boletim Técnico Científico CEPENE, 14(1): 141-178.
- Santos, J.L. dos; Severino-Rodrigues, E. & Vaz-dos-Santos, A.M. 2008. Estrutura populacional do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* nas regiões estuarina e marinha da Baixada Santista, São Paulo, Brasil. Boletim Instituto da Pesca, 34(3): 375-389.
- Severino-Rodrigues, E.; Pita, J.B.; Graça-Lopes, R.; Coelho, J.A.P. & Puzzi, A. 1993. Aspectos biológicos e pesqueiros do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) capturado pela pesca artesanal no litoral do estado de São Paulo. Boletim do Instituto de Pesca, 19(1): 67-81.
- Tavares, M. 2002. Shrimps. In: Carpenter, K.E. (ed.). The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic, Vol. 1: introduction, mollusks, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes and chimaeras. FAO.
- Tavares, C. & Martin, J.W. 2010. Suborder Dendrobranchiata Spence Bate, 1881. Crustacea, 9A(63): 99-164.
- Teodoro, S.S.A.; Terossi, M.; Costa, R.C & Mantelatto, F.L. 2015. Genetic homogeneity in the commercial pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* revealed by COI barcoding gene. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 166: 124-130.
- Valentini, H. 2005. A pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul. In: Oliveira, G.M. (org.). Pesca e aquicultura no Brasil, 1991-2000: produção e balança comercial. Ibama.
- Valentini, H.; D'Incao, F.; Rodrigues, L.F.; Rebelo Neto, J. E. & Rahna, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa, *Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*, nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. Atlântica, 13(1): 143-157.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Artemesia longinaris* é uma espécie bentônica distribuída no Atlântico Ocidental do Brasil (Espírito Santo) à Argentina, com registros de 2 a 125 m de profundidade, sendo as maiores concentrações abaixo dos 30 m. Estudos genéticos comprovaram que existe uma única população ao longo de toda sua extensão de ocorrência, portanto existe fluxo gênico entre as subpopulações do Uruguai e Argentina. Há indícios de sobrepesca, entretanto um potencial declínio populacional decorrente desta atividade não representa ameaça significativa que coloque a espécie em risco de extinção. Portanto, *Artemesia longinaris* foi categorizada como Menos Preocupante (LC). Recomendam-se medidas de manejo pesqueiro adequadas à manutenção do estoque, como a redução do esforço de pesca e o monitoramento das capturas para subsidiar futuras avaliações.

***Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817)**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Farfantepenaeus brasiliensis* é amplamente distribuída ocorrendo do sul dos Estados Unidos ao sul do Brasil. Sua captura em águas brasileiras ocorre, muitas vezes, simultaneamente com *F. paulensis*, no sudeste e sul do Brasil e, em menor grau, com *F. subtilis* na região norte e nordeste. Em razão da semelhança entre estas espécies, os desembarques estão somados, sob o nome de camarão-rosa, na estatística pesqueira. Desta forma, torna-se muito difícil avaliar as espécies separadamente. Contudo, pode-se afirmar que *F. brasiliensis*, em conjunto com *F. paulensis*, foi intensamente pescada desde a década de 1960, o que levou ao colapso da pescaria industrial do camarão-rosa que ocorria no sudeste e sul do Brasil. Atualmente a frota desta região não tem mais esta espécie como alvo, mas sim como um dos componentes de uma pescaria multiespecífica. Com relação ao seu estado de conservação, observados os critérios adotados nesta avaliação, *F. brasiliensis* foi considerada na categoria de Dados Insuficientes (DD), pois embora tenha ciclo de vida curto e fecundidade alta, a tendência populacional não pôde ser devidamente avaliada, sobretudo em razão da escassez de dados exclusivos da espécie. Além disso, aspectos climáticos interferem em sua abundância, sendo necessários esforços na geração de estatísticas de desembarque específicas, tanto na frota artesanal como na industrial, bem como a implementação de cruzeiros de pesquisa que possam monitorar as populações.

Farfantepenaeus notialis* (Pérez Farfante, 1967)*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Farfantepenaeus notialis* é uma espécie bentônica distribuída no Atlântico, e no lado Ocidental ocorre do México ao Brasil (Maranhão), em profundidades de até 100 m, sendo mais abundante entre 3 e 50 m. Há uma pesca dirigida ao camarão rosa no Norte do país, com indícios de declínio das capturas. Contudo não há dados de desembarque discriminando as espécies *F. notialis* e *F. subtilis*. Portanto, *Farfantepenaeus notialis* foi categorizada como Dados Insuficientes (DD).

Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967)*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Farfantepenaeus paulensis* distribui-se da Bahia, Brasil, à Mar del Plata, Argentina. É um importante recurso pesqueiro que foi intensamente pescado até a década de 1990, o que levou ao colapso da pescaria industrial comercial realizada em conjunto com *F. brasiliensis*, sob o nome de camarão-rosa. Desde então a frota camaroneira industrial do sudeste/sul não tem mais esta espécie como alvo, mas como mais um dos componentes de uma pescaria multiespecífica. No entanto, as populações de juvenis seguem ocorrendo anualmente em abundâncias significativas, em especial na Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul. Portanto, embora seja evidente a redução populacional, considerando os altos rendimentos observados nas décadas de 1960 e 1970, o tamanho desta redução não pode ser estimado, visto que os dados da estatística pesqueira são obtidos sem que haja a separação entre as espécies que vulgarmente são conhecidas como camarão-rosa. Desta forma, considerando os critérios adotados nesta avaliação, *F. paulensis* foi categorizada como Dados Insuficientes (DD). Além disso, sua abundância também é influenciada por aspectos climáticos. São necessários esforços na geração de estatísticas específicas de desembarque, tanto na frota artesanal como na industrial. Também é necessário a realização de cruzeiros de pesquisa que possam monitorar as populações e suas relações com as condições ambientais.

Farfantepenaeus subtilis* (Pérez Farfante, 1967)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Farfantepenaeus subtilis* é uma espécie de ciclo de vida curto, abundante em sua área de distribuição, que estende-se do Mar do Caribe até o sudeste do Brasil, sendo um importante recurso pesqueiro na costa norte brasileira. Não há evidências de sobrepesca. Desta forma, considerando os critérios utilizados nesta avaliação, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC). Dada sua importância na pesca industrial, recomenda-se que sejam adequadamente monitorados os desembarques desta espécie para que estejam disponíveis os melhores dados populacionais para avaliações futuras.

Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936)*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Litopenaeus schmitti* é um importante recurso pesqueiro na costa do Brasil. Apesar disso, os dados de captura por unidade de esforço não estão disponíveis, o que prejudica a avaliação de sua tendência populacional para aplicação dos critérios adotados. Trata-se de uma espécie intensamente pescada em diferentes fases de seu ciclo de vida, com estoques naturalmente menos abundantes. A captura dos adultos, que ocorre em mar aberto, é conjunta com a pesca do camarão-rosa (*Farfantepenaeus* spp.) e, principalmente, do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). Embora ocorra flutuação nas capturas, há picos cada vez menores que indicam redução na abundância, porém os dados estatísticos de desembarques pesqueiros não são precisos por serem contabilizados conjuntamente com outras espécies, além de serem esparsos e incompletos, especialmente aqueles originários da pesca artesanal. Desta forma, apesar de haver indícios de redução populacional, não se consegue estimar o tamanho desta redução, sendo a espécie categorizada como Dados Insuficientes (DD). São necessárias estatísticas pesqueiras específicas que permitam avaliar sua captura por unidade de esforço e verificar sua tendência populacional em futuras avaliações.

Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1871)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Rimapenaeus constrictus* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, ocorrendo desde o Canadá até o Brasil (Amapá a Santa Catarina), preferencialmente até os 30 m de profundidade, podendo ocorrer até os 80 m. Embora apareça como captura incidental na pesca de arrasto de camarões, esta não é considerada uma ameaça significativa. Portanto, *Rimapenaeus constrictus* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Rimapenaeus similis* (Smith, 1885)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Rimapenaeus similis* é uma espécie distribuída no Atlântico Oriental (Tunísia) e Ocidental desde a Flórida até o Golfo do México, Mar do Caribe ao Brasil (Amapá e Pará), ocorrendo de 2 a 92 m de profundidade. Embora apareça como captura incidental na pesca de arrasto de camarões, esta não é considerada uma ameaça significativa. Portanto, *Rimapenaeus similis* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862)*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: *Xiphopenaeus kroyeri*, distribui-se desde os Estados Unidos até Santa Catarina, sul do Brasil. É um importante recurso da pesca industrial e, principalmente, da pesca artesanal. Na região sudeste e sul são registrados picos cada vez menores

de captura, o que indica redução na abundância nesta região. Esta redução nas capturas não foi observada para a região nordeste. Contudo, os dados estatísticos de desembarque pesqueiro contêm problemas pelo fato de frequentemente as capturas serem contabilizadas conjuntamente com outras espécies, especialmente no caso da região nordeste. Outro problema diz respeito aos desembarques artesanais que são esparsos por comunidades ao longo da costa, o que dificulta o levantamento da totalidade dos dados estatísticos da pesca. Além disso, mais recentemente a partir de estudos genéticos, constatou-se que no Atlântico, inclusive na costa do Brasil, *X. kroyeri* é formada por um complexo composto por duas espécies crípticas (*Xiphopenaeus* sp.1 e *Xiphopenaeus* sp.2), com subpopulações distintas ao longo da costa brasileira. Desta forma, apesar da evidência clara de redução populacional, pelo menos para uma parte de sua distribuição no Brasil, não se consegue estimar o tamanho desta redução para cada grupo populacional dessas novas espécies. Por esse motivo o complexo *X. kroyeri* foi categorizada como Dados insuficientes (DD). Faz-se necessário o controle dos desembarques artesanais e industriais para que se possa monitorar o estado populacional deste recurso pesqueiro. Recomenda-se também que as espécies crípticas de *Xiphopenaeus* tenham estabelecidas suas distribuições ao longo da costa brasileira, assim como a contribuição na pesca de cada uma delas.

Prancha I



***Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888**
Foto: Adilson Fransozo



***Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817)**
Foto: Adilson Fransozo



***Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967)**
Foto: Adilson Fransozo



***Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936)**
Foto: Adilson Fransozo



***Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1871)**
Foto: Adilson Fransozo



***Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862)**
Foto: Adilson Fransozo

CAPÍTULO 24

AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO PORCELANÍDEO *Minyocerus angustus* (DANA, 1852) (DECAPODA: PORCELLANIDAE)

Fernando L. Mantelatto & Ivana Miranda

Palavras-chave: ameaça, Anomura, estrela-do-mar, extinção, impacto.

Introdução

Os caranguejos da família Porcellanidae Haworth, 1825, popularmente conhecidos por caranguejos porcelanídeos, são exclusivamente marinhos, de ocorrência mundial, de pequeno porte e se assemelham morfológicamente aos caranguejos verdadeiros da infraordem Brachyura Linnaeus, 1758; possuem, entretanto, o último par de pereópodos reduzido e localizado abaixo da carapaça (Rodríguez et al., 2005; Osawa & McLaughlin, 2010).

No trabalho mais recente sobre a taxonomia do grupo, Osawa & McLaughlin (2010) destacaram a inclusão de 14 gêneros e de 30 espécies na família nos últimos 50 anos, desde os trabalhos de Chace (1951) e Haig (1960), totalizando 30 gêneros e 279 espécies. Desta ampla diversidade na família, são reportados 7 gêneros e 20 espécies de porcelanídeos para o Brasil, (Ferreira & Melo, 2016), incluindo o gênero *Minyocerus* Stimpson, 1858, que é composto por apenas duas espécies distribuídas no continente americano: *Minyocerus kirki* Glassell, 1938, distribuída no Pacífico Americano do Golfo da Califórnia até Nicarágua e *M. angustus* (Dana, 1852) no Atlântico Ocidental, esta última sendo a única espécie da família a figurar na Lista Nacional (IN MMA nº 5/2004) e no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Amaral et al., 2008) no qual está classificada como “Vulnerável – VU A3; D2”. Porém, na última avaliação, em 2010, em função da carência de informações e observações de campo que indiquem declínio populacional apontado na avaliação de 2005 (critério A3), considerou-se mais adequado a categoria “DD”. Além disso, a espécie possui distribuição ampla, não se aplicando o critério D2.

Distribuição Geográfica

Os porcelanídeos são majoritariamente abundantes em águas tropicais e subtropicais (Hiller et al., 2006), com ocorrência moderada em águas temperadas (Williams, 1984).

Minyocerus angustus possui distribuição ampla no Atlântico Ocidental, sendo encontrada na América Central e América do Sul – Honduras, Panamá, Colômbia, Venezuela, Suriname e Brasil (do Pará até Santa Catarina) (Melo, 1999).

Habitat e Ecologia

Muitos porcelanídeos são de vida livre, encontrados em substratos de natureza consolidada como rochas, fendas, discos basais de macroalgas e recifes de corais em costões inter e submareais (Haig, 1960; Smaldon, 1972; Werding et al., 2003). Alguns poucos representantes podem ser encontrados em substratos lamosos como manguezais (Miranda & Mantelatto, 2009, 2010a,b) e áreas estuarinas (Werding & Hiller, 2003). Algumas espécies, porém, desenvolveram forte relação com outros organismos, sendo encontrados em associação com invertebrados coloniais sésseis, como briozoários e poliquetos sabelídeos (Gore et al., 1978; Mantelatto & Souza-Carey, 1998), e também com esponjas, corais, anêmonas e ouriços (Haig, 1960; Baeza & Thiel, 2000; Meireles & Mantelatto, 2008). Ecologicamente, ocorrem preferencialmente em águas rasas (Hiller et al., 2006).

De modo geral, os aspectos ecológicos sobre os porcelanídeos do Brasil, ainda são incipientes e encontram-se em desenvolvimento, podendo-se dizer que o conhecimento está restrito às espécies mais abundantes e de fácil captura em áreas intermareais como *Petrolisthes armatus* (Gibbes, 1850) e *Pachycheles monilifer* (Dana, 1852) (para revisão consultar Miranda & Mantelatto, 2009, 2010a,b; Hattori & Pinheiro, 2001; Leone & Mantelatto, 2015).

Minyocerus angustus é bentônica, comensal de diversos equinodermos, especialmente estrelas-do-mar do gênero *Luidia* Forbes, 1839 (Haig, 1956; Melo, 1999; Hernández et al., 2005). No Brasil ocorre associada a *Luidia senegalensis* (Lamarck, 1816), mas também pode ser encontrada, em menor frequência, em fundos arenosos e na região intermareal, possivelmente quando se desprende do hospedeiro. A espécie é encontrada desde a linha da baixa-mar até a profundidade de 59 m, em fundos arenosos (Melo, 1999). Não há estudos específicos sobre a ecologia desta espécie.

Biologia Geral

A exemplo dos aspectos ecológicos, o conhecimento sobre a biologia geral dos porcelanídeos do Brasil ainda é limitado e encontra-se em desenvolvimento, podendo-se dizer que as informações estão restritas às espécies mais abundantes e de fácil captura em áreas intermareais como *Petrolisthes armatus* (Gibbes, 1850) e *Pachycheles monilifer* (Dana, 1852) (para revisão consultar Miranda & Mantelatto, 2009, 2010a e b; Hattori & Pinheiro, 2001; Leone & Mantelatto, 2015).

Nada se conhece sobre a biologia populacional e reprodutiva de *Minyocerus angustus*, exceto relatos de ocorrência da espécie em estudos sobre levantamentos faunísticos (p. ex., Hebling et al., 1994; Negreiros-Fransozo et al., 1997). Especificamente, Hernández et al. (2005) traz a descrição e a morfologia dos dois estágios de zoea e uma megalopa a partir de larvas obtidas em laboratório.

Ameaças

Como já mencionado, a ocorrência desta espécie em substrato muito específico (estrelas-do-mar) que é frequente alvo na capturada em pesca não seletiva, contribui para a vulnerabilidade da espécie.

Ações de Conservação

Aquelas relacionadas ao controle da pesca não seletiva, considerando-se que o hospedeiro da espécie alvo é capturado como “bycatch” e portanto, o que determina a consequente conservação da espécie.

Pesquisas Necessárias

O cenário vigente aponta para a necessidade eminente de estudos populacionais, ainda inexistentes mas que são necessários para ampliar o conhecimento sobre esta espécie.

Bibliografia

Amaral, A.C.Z.; Ribeiro, C.V.; Mansur, M.C.D.; Santos, S.B.; Avelar, W.E.P.; Matthews-Cascon, H.; Leite, F.P.P.; Melo, G.A.S.; Coelho, P.A.; Bond-Buckup, G.; Buckup, L.; Ventura, C.R.R.

- & Tiago, C.G. 2008. A Situação de Ameaça dos Invertebrados Aquáticos no Brasil. p. 156-293. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1ª ed. - Brasília, DF: MMA; (Biodiversidade 19), 2 volumes. 1420p.
- Baeza, J.A. & Thiel, M. 2000. Host use pattern and life history of *Liopetrolisthes mitra*, a crab associated of the black sea urchin *Tetrapygus niger*. Journal of Marine Biology Association of United Kingdom, 80: 639-645.
- Chace, F.A. Jr. 1951. The number of species of decapod and stomatopod Crustacea. Journal of the Washington Academy of Sciences, 41: 370-372.
- Ferreira, L.A.A. & Melo, G.A.S. 2016. Porcelain crabs from Brazil (Crustacea: Decapoda: Anomura: Porcellanidae). Zootaxa, 4092(2): 175-194.
- Gore, R.H.; Scotto, L.E. & Becker, L.J. 1978. Community composition, stability, and trophic partitioning in decapod crustaceans inhabiting some subtropical sabellariid worm reefs. Bulletin of Marine Sciences, 28(2): 221-248
- Haig, J. 1956. The Galatheidae (Crustacea, Anomura) of the Allan Hancock Atlantic Expedition with a review of the Porcellanidae of the western north Atlantic. Allan Hancock Atlantic Expedition, 8(9): 1-44.
- Haig, J. 1960. The Porcellanidae (Crustacea, Anomura) of the eastern Pacific. Allan Hancock Pacific Expeditions, 24(8): 1-144.
- Hattori, G.Y. & Pinheiro, M.A.A. 2001. Fecundity and embryology of *Pachycheles monilifer* (Dana, 1852) (Anomura, Porcellanidae) at Praia Grande, Ubatuba, SP, Brazil. Nauplius, 9(2): 97-109.
- Hebling, N.J.; Mantelatto, F.L.; Negreiros-Fransozo, M.L. & Fransozo, A. 1994. Levantamento e distribuição de braquiúros e anomuros (Crustacea, Decapoda) dos sedimentos sublitorais da região da Ilha Anchieta, Ubatuba (SP). Boletim do Instituto de Pesca, 21: 1-9.
- Hernández, G.; Graterol, K.; Magán, I.; Bolaños, J.; Lira, C. & Gaviria, J.I. 2005. Larval development of *Minyocerus angustus* (Dana, 1852) (Decapoda: Anomura: Porcellanidae) under laboratory conditions. Nauplius, 13(1): 29-44.
- Hiller, A.; Kraus, H.; Almon, M. & Werding, B. 2006. The *Petrolisthes galathinus* complex: species boundaries based on color pattern, morphology and molecules, and evolutionary interrelationships between this complex and other Porcellanidae (Crustacea: Decapoda: Anomura). Molecular Phylogenetics and Evolution, 40(2): 547-569.
- Leone, I.C. & Mantelatto, F.L. 2015. Maternal investment in egg production: Substrate- and population-specific effects on offspring performance of the symbiotic crab *Pachycheles monilifer* (Anomura: Porcellanidae). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 464: 18-25.
- Mantelatto, F.L. & Souza-Carrey, M.M. 1998. Brachyura (Crustacea, Decapoda) associated to *Schizoporella unicornis* (Bryozoa, Gymnolaemata) in Ubatuba Bay (SP), Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, 41(2): 212-217.
- Meireles, A.L. & Mantelatto, F.L. 2008. Biological features of a puzzling symbiotic

- association between the hermit crab *Dardanus insignis* and the porcellanid crab *Porcellana sayana* (Crustacea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 362: 38-42.
- Melo, G.A.S. 1999. Família Porcellanidae. In: Melo, G.A.S. (ed.). Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do Litoral Brasileiro: Anomura, Thalassinidae, Palinuridae e Astacidae. São Paulo, Plêiade: FAPESP, 551 p.
- Miranda, I. & Mantelatto, F.L. 2009. Estimating population features of the anomuran crab *Petrolisthes armatus* (Porcellanidae) in a remaining and impacted mangrove area of the western Atlantic. *Journal of Natural History*, 43(33-34): 2027-2039.
- Miranda, I. & Mantelatto, F.L. 2010a. Sexual maturity and relative growth of the porcellanid crab *Petrolisthes armatus* (Gibbes, 1850) from a remnant mangrove area, southern Brazil. *Nauplius*, 18(1): 87-93.
- Miranda, I. & Mantelatto, F.L. 2010b. Temporal dynamic of the relationship between the parasitic isopod *Aporobopyrus curtatus* (Crustacea: Isopoda: Bopyridae) and the anomuran crab *Petrolisthes armatus* (Crustacea: Decapoda: Porcellanidae) in southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38(2): 210-217.
- Negreiros-Franozo, M.L.; Franozo, A.; Mantelatto, F.L.; Pinheiro, M.A.A. & Santos, S. 1997. Anomuran species (Crustacea, Decapoda) and their ecological distribution at Fortaleza Bay sublittoral, Ubatuba, São Paulo, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 83: 187-194.
- Osawa, M. & Mclaughlin, P.A. 2010. Annotated checklist of Anomuran Decapod Crustacean (exclusive of the Kiwaoidea and families Chirostylidae and Galatheididae of Galattheoidea) Part II – Porcellanidae. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 23: 109-129.
- Rodríguez, I.T.; Hernández, G. & Felder, D.L. 2005. Review of western Atlantic Porcellanidae with new records, systematic observations, and comments on biogeography. *Caribbean Journal of Science*, 41(3): 544-582.
- Rodríguez, I.T.; Hernández, G. & Felder, D.L. 2006. Phylogenetic relationship among western Atlantic Porcellanidae (Decapoda: Anomura), based on partial sequences of the mitochondrial 16S rRNA gene, with comments on morphology. *Crustacean Research, Special, Number 6*: 115-130.
- Smaldon, G. 1972. Osmoregulation in *Pisidia longicornis* (L.) and *Porcellana platycheles* (Pennant) (Decapoda, Anomura) subjected to reduced salinities. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 44A: 893-895.
- Werding, B. & Hiller, A. 2003. Description of a new species of *Petrolisthes* from the western Pacific (Decapoda, Anomura, Porcellanidae). *Crustaceana*, 77(3): 257-264.
- Werding, B.; Hiller, A. & Lemaitre, R. 2003. Geographic and depth distributional patterns of western Atlantic Porcellanidae (Crustacea: Decapoda: Anomura), with an updated list of species. *Memoirs of Museum Victoria*, 60(1): 79-85.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida. Washington D.C., Smithsonian Institution Press.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBioDisponível em www.icmbio.gov.br/cepsul***Minyocerus angustus* (Dana, 1852)****Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: O caranguejo *M. angustus* é encontrado no Brasil como comensal da estrela-do-mar *Luidia senegalensis* (Lamarck, 1816), espécie que sofre forte ação antrópica devido à intensa atividade pesqueira (captura em redes não seletivas), além de ser altamente suscetível aos efeitos de poluentes oriundos das embarcações e do despejo de resíduos urbanos. No entanto, nada se conhece sobre a biologia populacional e reprodutiva de *Minyocerus angustus* e não há informações ou observações de campo que indiquem declínio populacional. Desta forma, a espécie *M. angustus* foi categorizada como Dados Insuficientes (DD), visto que não há dados que permitam avaliar de forma precisa o real risco de extinção da espécie.

Prancha I



Minyocerus angustus (Dana, 1852)
Foto: Raquel Buranelli

CAPÍTULO 25

AVALIAÇÃO DOS PSEUDOTELFUSÍDEOS (DECAPODA: PSEUDOTELPHUSIDAE)

Célio Magalhães

Palavras-chave: água doce, ameaça, caranguejo de água doce, extinção, impacto.

Introdução

Os caranguejos dulcícolas que ocorrem na região Neotropical pertencem a duas famílias, das quais Pseudothelphusidae é a mais diversa, somando mais de 40 gêneros e, aproximadamente, 280 espécies (Villalobos & Álvarez, 2008). São considerados caranguejos de água doce verdadeiros, pois, com base nas definições de Yeo et al. (2008) e Ng & Cumberlidge (2009), são braquiúros heterotrematas adaptados exclusivamente aos ambientes dulcícolas (ou secundariamente, a ambientes terrestres e semiterrestres) e cujo desenvolvimento é sempre direto, sem a eclosão de larvas. Nesta etapa do Processo de Avaliação do Estado de Conservação da Fauna Brasileira, foram avaliadas 17 espécies de pseudotelfusídeos, pertencentes a cinco gêneros (Anexo I). Não foram incluídas na presente avaliação quatro espécies cujas descrições (*Microthelphusa lipkei* Magalhães, 2010; *Fredius buritizalitis* Magalhães & Mantelatto, in Magalhães et al., 2014; *Kingsleya castrensis* Pedraza et al., 2015; *Kingsleya celioi* Pedraza & Tavares, 2015) foram publicadas após a realização do atual processo.

O estado de conservação da maioria das espécies brasileiras já havia sido avaliado no âmbito da Avaliação Global dos Caranguejos de Água Doce, realizada em 2008 (Cumberlidge, 2008). A categoria de duas espécies (*Brasiliothelphusa tapajoense* e *Kingsleya besti*) foi alterada na presente avaliação de Deficiente de Dados (DD) para Menos Preocupante (LC) em função da revisão de critérios então aplicados equivocadamente. Duas espécies (*Fredius ykaa* e *Brasiliothelphusa dardanelosensis*), por terem sido publicadas mais recentemente, foram avaliadas somente no presente processo.

Em sua grande maioria, as informações referentes às espécies brasileiras da família advêm de trabalhos de cunho taxonômico ou zoogeográfico. Exceto por

publicações isoladas ou por notas e observações eventuais feitas em etiquetas de coleta, não há muitas informações sistematizadas sobre aspectos da biologia, fisiologia e ecologia dessas espécies. Um histórico a respeito do grupo no Brasil foi feito por Magalhães (2003a). Desde então, o conhecimento sobre a família vem sendo incrementado, mas em geral os trabalhos tratam da introdução de novos táxons ou de inventários faunísticos (Magalhães, 2003b, 2004, 2009a,b, 2010; Magalhães et al., 2005; Magalhães & Pereira, 2007; Magalhães & Türkay, 2010; Rodríguez & Magalhães, 2005). Um quadro mais preciso da real diversidade dessa família parece estar distante de ser alcançado uma vez que o grupo ainda está na fase de descrição de novos táxons (Yeo et al., 2008). Além das publicações supramencionadas, apenas quatro publicações abordaram outros temas: Port-Carvalho et al. (2004) registraram a predação de macaco-prego (*Cebus apella*) em uma espécie indeterminada da família; Magalhães et al. (2006) relataram a utilização de representantes da família como item complementar na dieta dos índios Yanomami da aldeia de Balawa-ú (estado do Amazonas); Alves et al. (2010) realizaram um estudo anatômico no qual descreveram a morfologia dos ossículos estomacais de *Fredius reflexifrons* do estado do Pará; e Werhtmann et al. (2010) ofereceram dados sobre a fecundidade e o cuidado parental em *Kingsleya latifrons* e *K. ytupora*.

Distribuição Geográfica

A área de distribuição dos caranguejos pseudotelfusídeos estende-se do noroeste do México ao limite sul da bacia amazônica, no Brasil, ocorrendo também em algumas ilhas das Antilhas (Rodríguez, 1982). No Brasil, todas as espécies estão distribuídas na bacia amazônica (Magalhães, 2003a), mas uma delas, *Fredius reflexifrons*, tem uma distribuição relictual na serra da Ibiapaba, no estado do Ceará (Magalhães et al., 2005). Como é comum na família, várias das espécies de pseudotelfusídeos que ocorrem no Brasil têm área de ocorrência relativamente restrita e algumas delas são conhecidas somente da localidade-tipo e, às vezes, de suas imediações. Em geral, as espécies ocorrem no norte do Brasil, em áreas do escudo das Guianas, e na porção sul da bacia amazônica, em áreas do escudo do Brasil central. Exceções a esse padrão são três espécies do gênero *Fredius* (*F. denticulatus*, *F. reflexifrons* e *F. ykaa*), cujas distribuições abrangem áreas de terra firme ao longo da planície amazônica.

É possível que a área de distribuição de algumas outras espécies esteja subestimada tendo em vista que as informações de ocorrência das mesmas são baseadas em coletas esporádicas e esparsas. Grandes áreas da Amazônia permanecem pouco exploradas e ainda se faz necessário um esforço amostral mais intenso e abrangente para a obtenção de um quadro mais claro e preciso da área de ocorrência das espécies da família.

Habitat e Ecologia

Os pseudotelfusídeos são caranguejos que ocorrem principalmente em regiões montanhosas, geralmente vivendo em áreas entre 300 e 3.000 metros de altitude (Rodríguez, 1981). No Brasil, a maioria das espécies ocorre nos rios e igarapés que drenam regiões de planalto nos escudos das Guianas e do Brasil Central, em geral caracterizados por ambientes de corredeiras, com leito rochoso e arenoso, com presença de serapilheira, rochas e galhos submersos. Algumas espécies podem ocorrer em altitudes inferiores a 300 m, onde podem ser encontradas em pequenos igarapés da floresta de terra firme, junto a poças ou nascentes, ou mesmo em áreas do solo da floresta, distantes de corpos d'água. São usualmente encontrados entre ou sob fendas das rochas e de troncos submersos, podendo também ocorrer em buracos marginais, ou até mesmo fora d'água, sobre e entre rochas ou ao longo das margens. Algumas espécies, especialmente as do gênero *Fredius*, podem ter hábitos terrestres e semiterrestres, provavelmente habitando buracos escavados no solo úmido da floresta de terra firme. Representantes dessa família não são encontrados em regiões submetidas a regimes periódicos de inundação e seca, como as várzeas e igapós dos grandes rios amazônicos.

Biologia Geral

Devido à indisponibilidade de estudos sobre dinâmica populacional, não há informações disponíveis acerca de abundância, tamanho populacional ou mesmo tendência da população para nenhuma das espécies da família Pseudothelphusidae no Brasil. Porém, como muitas espécies têm áreas de distribuição relativamente amplas (algumas ocorrem em mais de um país) e na sua grande maioria ocorrem em regiões prístinas da bacia amazônica, sem ameaças significativas no longo prazo, estima-se que seja improvável que suas respectivas populações estejam declinando o suficiente para qualificá-la em uma categoria de risco.

Ameaças

Por ocorrerem em áreas remotas e de difícil acesso na região amazônica, normalmente prístinas e bem conservadas, em geral não há evidências de ameaças potenciais que possam afetar as espécies dessa família, nem que alguma delas seja objeto de algum tipo de aproveitamento comercial. No caso de espécies que possam ocorrer em regiões próximas a áreas urbanas ou em áreas sujeitas a ações antropogênicas, como a construção de hidrelétricas, possíveis ameaças futuras podem incluir a degradação ou perda de habitat, o que poderia afetar subpopulações em âmbito local.

Ações de Conservação

Não há nenhuma ação de conservação especificamente direcionada a espécies dessa família em desenvolvimento. Entretanto, muitas delas ocorrem dentro dos limites de áreas de preservação, sejam elas reservas indígenas ou parques nacionais. De uma maneira geral, recomendam-se ações conjuntas dos órgãos públicos e sociedade civil na fiscalização da área de ocorrência das espécies, com ênfase na preservação de seus habitats. Conforme salientado por Cumberlidge et al. (2009), o risco de extinção de espécies endêmicas de caranguejos de água doce, como é o caso de várias espécies de pseudotelfusídeos brasileiros, pode ser diminuído por meio de uma solução de compromisso entre ações desenvolvimentistas e de proteção de seus habitats.

Pesquisas Necessárias

Tendo em vista que uma estimativa mais precisa sobre a diversidade dos caranguejos Pseudothelphusidae ainda está longe de ser atingida (Yeo et al., 2008), e que grandes extensões da bacia amazônica ainda estão pouco exploradas, recomenda-se um incremento dos trabalhos de inventários faunísticos na Amazônia para que se possa obter um quadro mais exato da sua diversidade, como também avaliar a real extensão de ocorrência das espécies no território brasileiro. Recomenda-se ainda que, pelo menos para aquelas espécies ocorrendo em áreas sob possível influência de ações antropogênicas, haja o desenvolvimento de estudos sobre dinâmica populacional e aspectos de sua biologia e ecologia.

Bibliografia

- Alves, S.T.M; Abrunhosa, F.A. & Lima, J.F. 2010. Foregut morphology of Pseudothelphusidae and Trichodactylidae (Decapoda: Brachyura) from northeastern Pará, Brazil. *Zoologia*, 27(2): 228-244. doi: 10.1590/S1984-46702010000200011.
- Cumberlidge, N. 2008. Pseudothelphusidae. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. [Acessado em 25/09/2016]
- Cumberlidge, N.; Ng, P.K.L.; Yeo, D.C.J.; Magalhães, C.; Campos, M.R.; Álvarez, F.; Naruse, T.; Daniels, S.R.; Esser, L.J.; Attipoe, F.Y.K.; Clotilde-Ba, F.L.; Darwall, W.; McIvor, A.; Ram, M. & Collen, B. 2009. Freshwater crabs and the biodiversity crisis: importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*, 142(8): 1665-1673.

- Cumberlidge, N. & Ng, P.K.L. 2009. Systematics, Evolution, and Biogeography of Freshwater Crabs. In: Martin, J.W.; Crandall K.A. e Felder, D.L. (eds.), Decapod Crustacean Phylogenetics. Crustacean Issues, 18: 245-260. (Taylor and Francis/CRC Press, Boca Raton).
- Magalhães, C. 2003a. Brachyura: Pseudothelphusidae e Trichodactylidae. In: Melo, G.A.S. (ed.), Manual de Identificação dos Crustáceos Decápodos de Água Doce Brasileiros. São Paulo, Edições Loyola. p. 143-297.
- Magalhães, C. 2003b. The occurrence of freshwater crabs (Crustacea: Decapoda: Pseudothelphusidae, Trichodactylidae) in the Rio Xingu, Amazon Region, Brazil, with description of a new species of Pseudothelphusidae. Amazoniana, 17(3/4): 377-386.
- Magalhães, C. 2005. A new species of freshwater crab (Crustacea: Decapoda: Pseudothelphusidae) from the southeastern Amazon Basin. Nauplius, 12(2): 99-107 [2004].
- Magalhães, C. 2009a. A new species of freshwater crab of the genus *Fredius* Pretzmann, 1967 from the middle Amazon River basin, Brazil (Crustacea: Decapoda: Pseudothelphusidae). Proceedings of the Biological Society of Washington, 122(1): 81-86.
- Magalhães, C. 2009b. Crustáceos Decápodos. In: Fonseca, C.R.V.; Magalhães, C.; Rafael, J.A. & Franklin, E. (orgs.), A Fauna de Artrópodes da Reserva Florestal Ducke. Estado Atual do Conhecimento Taxonômico e Biológico. Manaus, INPA. p. 35-40.
- Magalhães, C. 2010. A new species of freshwater crab of the genus *Microthelphusa* (Decapoda, Pseudothelphusidae) from a tepui in the Serra do Aracá, state of Amazonas, Brazil. In: Franzen, C.; de Grave, S. & Ng, P. (eds.), Studies on Malacostraca: Lipke Bijdeley Holthuis Memorial Volume. Crustaceana Monographs, 14: 453-460.
- Magalhães, C. & Pereira, G. 2007. Assessment of the decapod crustacean diversity in the Guayana Shield region aiming at conservation decisions. Biota Neotropica, 7(2): 111-124. <www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn02007022007>. [Acessado em 25 de setembro 2016]
- Magalhães, C. & Türkay, M. 2010. A new freshwater crab of the genus *Brasiliothelphusa* Magalhães & Türkay, 1986 from Rio Aripuanã, southern Amazon Region, Brazil. (Crustacea: Decapoda: Pseudothelphusidae). Nauplius, 18(2): 103-108.
- Magalhães, C.; Barbosa, U.C. & Py-Daniel, V. 2006. Decapod crustaceans used as food by the Yanomami Indians of the Balawa-ú village, State of Amazonas, Brazil. Acta Amazonica, 36(3): 369-374.
- Magalhães, C.; Abrunhosa, F.A.; Pereira, M.O. & Melo, M.A. 2005. New records of *Fredius denticulatus* (H. Milne-Edwards, 1853) and *F. reflexiformis* (Ortmann, 1897), and the eastern limits of the distribution of pseudothelphusid crabs (Crustacea: Decapoda) in Brazil. Acta Amazonica, 35(1): 93-96.
- Magalhães, C.; Sanches, V.Q.A.; Pileggi, L.G. & Mantelatto, F.L. 2014.

- Morphological and molecular description of a new species of *Fredius* (Decapoda: Pseudothelphusidae) from Rondônia, southern Amazonia, Brazil. pp. 101-114. In: Yeo, D.C.J.; Cumberlidge, N. & Klaus, S. (eds.), *Advances in Freshwater Decapod Systematics and Biology*. Crustaceana Monographs, 19.
- Pedraza, M. & Tavares, M. 2015. A new species of freshwater crab of the genus *Kingsleya* Ortmann, 1897 (Crustacea: Brachyura: Pseudothelphusidae) from Amazonia, Brazil. *Zootaxa*, 4032(4): 444-450.
- Pedraza, M.; Martinelli Filho, J.E. & Magalhães, C. 2015. A new species of the genus *Kingsleya* from rio Xingu, and range extension for *Kingsleya junki* (Crustacea: Decapoda: Pseudothelphusidae), freshwater crabs from southern Amazon Basin, Brazil. *Zoologia*, 32(1): 41-46.
- Port-Carvalho, M.; Ferrari, S.F. & Magalhães, C. 2004. Predation of crabs by tufted Capuchins (*Cebus apella*) in Eastern Amazonia. *Folia primatologica*, 75(3): 154-156.
- Rodríguez, G. 1981. Decapoda. In: Hurlbert, S.H.; Rodríguez G. e Santos, N.D. (eds.), *Aquatic Biota of Tropical South America, Part 1: Arthropoda*. San Diego State University, San Diego, pp. 41-51.
- Rodríguez, G. 1982. Les crabes d'eau douce d'Amerique. Famille des Pseudothelphusidae. *Faune Tropicale* 22. ORSTOM, Paris. 224pp.
- Rodríguez, G. & Magalhães, C. 2005. Recent advances in the biology of the Neotropical freshwater crab family Pseudothelphusidae (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Revista brasileira de Zoologia*, 22(2): 354-365.
- Villalobos, J.L. & Álvarez, F. 2008. Los cangrejos de la familia Pseudothelphusidae (Decapoda: Brachyura: Eubrachyura) de México, con un apéndice de las especies citadas para América hasta el 2006. In: Álvarez, F. & Rodríguez-Almaraz, G. (eds.), *Crustáceos de México: Estado actual de su Conocimiento*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, Nuevo León, México. p. 239-300.
- Wehrtmann, I.S.; Magalhães, C.; Hernáez, P. & Mantelatto, F.L. 2010. Production of eggs and juveniles in three freshwater crab species (Brachyura: Pseudothelphusidae) from Amazon region and Central America. *Zoologia*, 27(6): 965-972.
- Yeo, D.C.J.; Ng, P.K.L.; Cumberlidge, N.; Magalhães; Daniels, S.R. & Campos, M.R. 2008. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 275-286.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Brasiliothelphusa dardanelosensis* Magalhães & Türkay, 2010**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: O estado de conservação de *Brasiliothelphusa dardanelosensis* Magalhães & Türkay, 2010 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie descrita recentemente, com ocorrência conhecida apenas em uma localidade no curso alto do rio Aripuanã, estado do Mato Grosso. Há ausência de informações sobre sua extensão de ocorrência, tamanho e tendências populacionais, requerimentos ecológicos e ameaças a longo prazo.

***Brasiliothelphusa tapajoense* Magalhães & Türkay, 1986**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Brasiliothelphusa tapajoense* Magalhães & Türkay, 1986 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie com ocorrência conhecida em apenas duas localidades, distantes cerca de 50km entre si, no curso médio do rio Tapajós, estado do Pará. Há ausência de informações sobre sua extensão de ocorrência, tamanho e tendências populacionais, requerimentos ecológicos e ameaças a longo prazo. Apesar da falta de informações, não há evidências de ameaças potenciais a esta espécie, uma vez que ela ocorre em áreas relativamente bem preservadas.

***Fredius denticulatus* (H. Milne-Edwards, 1853)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Fredius denticulatus* (H. Milne-Edwards, 1853) foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui ampla distribuição e uma população presumível grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de risco e não há ameaças a longo prazo.

***Fredius estevisi* (Rodríguez, 1966)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Fredius estevisi* (Rodríguez, 1966) foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumível grande e estável. No Brasil, foi registrada na bacia do rio Branco, no estado de Roraima. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de risco e não há ameaças a longo prazo.

Fredius fittkai* (Bott, 1967)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Fredius fittkai* (Bott, 1967) foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumível grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco e há ausência de ameaças a longo prazo.

Fredius platyacanthus* Rodríguez & Pereira, 1992*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Fredius platyacanthus* Rodríguez & Pereira, 1992 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumível grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de risco e há ausência de ameaças a longo prazo.

Fredius reflexifrons* (Ortmann, 1897)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Fredius reflexifrons* (Ortmann, 1897) foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumível grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de risco e não há ameaças a longo prazo.

Fredius stenolobus* Rodríguez & Suárez, 1994*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Fredius stenolobus* Rodríguez & Suárez, 1994 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumível grande e estável. No Brasil, foi registrada apenas na bacia do rio Branco, em Roraima. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de risco e não há ameaças a longo prazo.

Fredius ykaa* Magalhães, 2009*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: O estado de conservação de *Fredius ykaa* Magalhães, 2009 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie descrita recentemente, com ocorrência conhecida em apenas uma localidade em um tributário do rio Maués-Açú, município de Maués, estado do Amazonas, Brasil. Foi categorizada como DD em função da ausência de informações adicionais sobre sua extensão de ocorrência, tamanho e tendências da populacional, requerimentos ecológicos, e ameaças a longo prazo.

Kingsleya besti* Magalhães, 1990*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Kingsleya besti* Magalhães, 1990 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie com ocorrência conhecida de apenas uma localidade na bacia do curso alto do rio Negro, estado do Amazonas, Brasil. Apesar da ausência de informações sobre sua extensão de ocorrência, tamanho e tendências populacional, requerimentos ecológicos, não há evidências de ameaças reais ou potenciais a esta espécie, uma vez que ela ocorre em área relativamente bem preservada.

Kingsleya gustavoi* Magalhães, 2005*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: O estado de conservação de *Kingsleya gustavoi* Magalhães, 2005 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie com ocorrência conhecida de apenas três localidades muito próximas entre si na bacia do médio curso do rio Tocantins, estado do Pará, Brasil. Não há informações suficientes sobre sua extensão de ocorrência, tamanho e tendências populacional, requerimentos ecológicos e ameaças.

Kingsleya junki* Magalhães, 2003*Categoria e critério da avaliação:** DD

Justificativa: O estado de conservação de *Kingsleya junki* Magalhães, 2003 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie com ocorrência conhecida apenas de uma única localidade, situada na bacia do médio curso do rio Xingu, estado do Pará, Brasil. Há ausência de informações sobre sua extensão de ocorrência, tamanho e tendência da populacional, requerimentos ecológicos e ameaças a longo prazo.

Kingsleya latifrons* (Randall, 1840)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Kingsleya latifrons* (Randall, 1840) foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumivelmente grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria risco e não há ameaças a longo prazo.

Kingsleya siolii* (Bott, 1967)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Kingsleya siolii* (Bott, 1967) foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumivelmente grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa

categoria de risco e não há ameaças a longo prazo.

***Kingsleya ytuportora* Magalhães, 1986**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Kingsleya ytuportora* Magalhães, 1986 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui distribuição ampla e uma população presumível grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de risco e não há ameaças a longo prazo.

***Microthelphusa somanni* (Bott, 1967)**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: O estado de conservação de *Microthelphusa somanni* (Bott, 1967) foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie com ocorrência conhecida em apenas uma localidade no rio Marauíá, estado do Amazonas, Brasil. Foi categorizada como DD em função da ausência de informações adicionais sobre sua extensão de ocorrência, tamanho e tendência populacional, requerimentos ecológicos e possíveis ameaças.

***Prionothelephusa eliasi* Rodríguez, 1980**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Prionothelephusa eliasi* Rodríguez, 1980 foi avaliado de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). A espécie possui ampla distribuição e uma população presumivelmente grande e estável. É improvável que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de risco e não há ameaças a longo prazo.

Prancha I



Brasiliothelphusa dardanelosensis
Magalhães & Türkay, 2010
Escala: 10mm
Foto: Senckenberg-Museum (S. Tränkner) - (retirada de Magalhães & Türkay, 2010)



Fredius buritizatiis Magalhães & Mantelatto, in
Magalhães et al., 2014
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães



Fredius fittkaui Bott, 1967
Escala: 30mm
Foto: C. Magalhães (retirada de Magalhães et al., 2006)



Fredius platyacanthus Rodríguez & Pereira, 1992
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães (retirada de Magalhães et al., 2006)



Fredius reflexifrons Ortmann, 1897
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães



Fredius reflexifrons Ortmann, 1897
Foto: M. Menin

Prancha II

***Kingsleya latifrons* (Randall, 1840)**
Foto: C. Magalhães



***Kingsleya ytupora* Magalhães, 1986**
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães

CAPÍTULO 26

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS PORTUNÍDEOS (DECAPODA: PORTUNOIDEA: OVALIPIDAE, POLYBIIDAE E PORTUNIDAE)

Marcelo A. A. Pinheiro, Harry Boos, Álvaro L. D. Reigada, Evandro S. Rodrigues, Sergio S. Rocha, Michael J. Hereman & Marcelo R. Souza

Palavras-chave: ameaça, extinção, impacto, marinho, siri.

Introdução

A família Portunidae Rafinesque, 1815, *lato sensu* compreende 7 subfamílias, 40 gêneros e 307 espécies predominantemente marinhas, embora algumas possam entrar em sistemas estuarinos com reduzida salinidade, a partir da foz de rios que desagüam em estuários (Ng et al., 2008; De Grave, 2009). Recentemente, a partir de análises morfológicas e moleculares, foram propostas mudanças no arranjo filético da superfamília Portunoidea Rafinesque, 1815, com a mudança do status da subfamília Polybiinae para a família Polybiidae Ortmann, 1893, sendo, também, proposta a família Ovalipidae Spiridonov, Neretina & Schepetov, 2014, além de Portunidae Rafinesque, 1815 *sensu stricto* (Davie & Türkay, 2009; Spiridonov et al., 2014).

A principal característica que distingue os portunídeos é o achatamento dorso-ventral do último artículo do quinto par de pereiópodos (dácilo), o que lhes confere forma hidrodinâmica, possibilitando que “nadem” ou se desloquem com rapidez na coluna d’água. Por este motivo, nos Estados Unidos e outros países de língua inglesa eles são denominados “swimming crab” (caranguejos-nadadores). Muitas espécies dessa família constituem importante recurso pesqueiro na América, Europa e Japão, podendo ser alvo direto de pescarias ou integrarem o “bycatch” em arrastos direcionados aos camarões, como é o caso das espécies de *Callinectes* Stimpson, 1860. Além disso, em muitas regiões de estuário constituem fonte de renda e proteína para comunidades artesanais, que por sua vez utilizam métodos rudimentares de captura.

No Brasil, os portunídeos estão representados por 21 espécies, sendo 19 delas nativas, pertencentes a 8 gêneros: *Achelous* (06), *Arenaeus* (01), *Callinectes* (08), *Coenophthalmus* (01), *Cronius* (01), *Laeonectes* (01), *Ovalipes* (01), *Portunus* (03). Já

foram registradas, também, duas espécies exóticas pertencentes aos gêneros *Scylla* (01) e *Charybdis* (01) (Melo, 1996; Mantelatto et al., 2009; Boos et al., 2010).

Dezenove espécies de portunídeos (Portunoidea Rafinesque, 1815) foram avaliadas nas oficinas de 2010 e 2013: *Achelous gibbesii* (Stimpson, 1859); *A. ordwayi* (Stimpson, 1860); *A. rufiremus* (Holthuis, 1959); *A. spinicarpus* (Stimpson, 1871); *A. spinimanus* (Latreille, 1819); *A. tumidulus* Stimpson, 1871; *Arenaenus cribrarius* (Lamarck, 1818); *Callinectes bocourti* A. Milne-Edwards, 1879; *C. danae* Smith, 1869; *C. exasperatus* (Gerstaecker, 1856); *C. marginatus* (A. Milne-Edwards, 1861); *C. ornatus* Ordway, 1863; *C. sapidus* Rathbun, 1896; *Coenophthalmus tridentatus* A. Milne-Edwards, 1879; *Cronius ruber* (Lamarck, 1818); *Laleonectes vocans* (A. Milne-Edwards, 1878); *Ovalipes trimaculatus* (De Haan, 1833); *Portunus anceps* (Saussure, 1858); e *P. ventralis* (A. Milne-Edwards, 1879) (Instituto Chico Mendes, 2016).

Distribuição Geográfica

As espécies de portunídeos com registro no Brasil distribuem-se de modo geral ao longo da costa do Atlântico Ocidental, incluindo a costa leste dos Estados Unidos, Antilhas, Venezuela, Guianas, Brasil, Uruguai e Argentina (Melo, 1996; 1998). Os limites setentrional e meridional de distribuição variam entre as espécies (tabela 1).

Tabela 1 - Limites setentrional e meridional das espécies avaliadas.

Espécie	Limite setentrional	Limite meridional	Fonte
<i>Achelous gibbesii</i>	Massachusetts (EUA)	Maranhão (Brasil)	1
<i>Achelous ordwayi</i>	Costa leste dos EUA	Rio Grande do Sul (Brasil)	14
<i>Achelous rufiremus</i>	Guianas	São Paulo (Brasil)	1, 2, 3, 4
<i>Achelous spinicarpus</i>	Carolina do Norte (EUA)	Rio Grande do Sul (Brasil)	6
<i>Achelous spinimanus</i>	Nova Jersey (EUA)	Uruguai	2, 5, 6
<i>Achelous tumidulus</i>	Flórida (EUA)	São Paulo (Brasil)	1, 14
<i>Arenaenus cribrarius</i>	Carolina do Norte (EUA)	Argentina	6
<i>Callinectes bocourti</i>	Flórida (EUA)	Rio Grande do Sul (Brasil)	6, 11, 12
<i>Callinectes danae</i>	Flórida (EUA)	Argentina	6, 8
<i>Callinectes exasperatus</i>	Flórida (EUA)	Santa Catarina (Brasil)	6, 10, 12
<i>Callinectes marginatus</i>	Carolina do Norte (EUA)	Paraná (Brasil)	6, 9, 10
<i>Callinectes ornatus</i>	Carolina do Norte (EUA)	Rio Grande do Sul (Brasil)	6
<i>Callinectes sapidus</i> *	Nova Escócia (Canadá)	Argentina	6, 7, 18
<i>Coenophthalmus tridentatus</i>	Rio de Janeiro (Brasil)	Argentina	1, 14
<i>Cronius ruber</i>	Nova Jersey (EUA)	Rio Grande do Sul (Brasil)	6, 15
<i>Laleonectes vocans</i>	Golfo do México	Rio de Janeiro (Brasil)	17, 16, 17
<i>Ovalipes trimaculatus</i> *	São Paulo (Brasil)	Patagônia (Argentina)	6
<i>Portunus anceps</i>	Carolina do Norte (EUA)	São Paulo (Brasil)	3, 6
<i>Portunus ventralis</i>	Georgia (EUA)	São Paulo (Brasil)	3, 6, 13

Ramos-Porto, 1992; ²Viana et al., 2003; ³Bertini et al., 2004; ⁴Bernadocchi et al., 2012; ⁵Barreto et al., 1993; ⁶Melo, 1996; ⁷Santos & D'Incao, 2004; ⁸Barreto et al., 2006; ⁹Amaral et al., 1999; ¹⁰Barros & Pi-mental, 2001; ¹¹Nevis et al., 2009; ¹²Boos et al., 2012; ¹³Coelho-Filho, 2006; ¹⁴Melo, 1998; ¹⁵Mantelatto et al., 2009; ¹⁶Serejo et al., 2006; ¹⁷Almeida & Coelho, 2008; ¹⁸Tavares, 2002. *No Atlântico Ocidental.

Dentre os portunídeos, a espécie *Callinectes sapidus* se destaca por sua distribuição cosmopolita, com registros de introdução reportada para Atlântico Oriental, Mar do Norte, Mar Mediterrâneo, Mar Adriático, Mar Negro, e na região do Indo-Pacífico (Japão) (Williams, 1974; Fiussen & Fonseca, 2009).

Habitat e Ecologia

Os portunídeos ocupam ambientes diversificados, diferindo conforme a espécie, podendo variar desde águas estuarinas e foz de rios, até profundidades de 700 metros. Habitam sedimentos distintos, desde aqueles cobertos por algas ou compostos por areia, cascalho, conchas, coralíneos, lama, raízes de mangue ou mesmo rochosos. Algumas espécies podem ocorrer em ambientes poluídos e outras estão associadas às águas limpas e mais frias (tabela 2).

Tabela 2 - Tipos de fundo e variação batimétrica da ocorrência das espécies avaliadas.

Espécie	Tipo de fundo	Faixa batimétrica	Fonte
<i>Achelous gibbesii</i>	areia, lama e conchas	em baías e estuários até 393 m	1
<i>Achelous ordwayi</i>	areia, lama e conchas	em baías e estuários até 284 m	1, 2, 3
<i>Achelous rufiremus</i>	areia, lama e conchas	20 a 70 m	1, 4
<i>Achelous spinicarpus</i>	areia, lama, cascalho, corais e conchas	águas rasas até quase 700 m	5, 6
<i>Achelous spinimanus</i>	areia, cascalho conchífero e sedimentos de maior granulação	entremarés até 90 m	7, 8
<i>Achelous tumidulus</i>	areia, coral, rochas, lama, algas calcárias, bancos da gramínea marinha <i>Thalassia</i> sp.	águas rasas até 85 m	1, 4, 9, 10, 11
<i>Arenaeus cribrarius</i>	areia	entremarés até 70 m	7, 12
<i>Callinectes bocourti</i>	areia, lama, conchas e rochas	entremarés até 20 m	4, 7
<i>Callinectes danae</i>	estuários lamosos e praias arenosas	entremarés até 75 m	7
<i>Callinectes exasperatus</i>	areia e lama	entremarés até 35 m	7, 13
<i>Callinectes marginatus</i>	areia, cascalho e lama	entremarés até os 25 m	7, 13, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Callinectes ornatus</i>	areia, lama e conchas	entremarés até 75 m	7, 19
<i>Callinectes sapidus</i>	substrato duro, detritos, conchas e lama	entremarés até 90 m	7, 29
<i>Coenophthalmus tridentatus</i>	bancos de ostras, lama, e areia	15 a 50 m	7
<i>Cronius ruber</i>	cascalho, rochas, areia e algas calcárias	águas rasas até 100 m	3, 7, 9, 11, 23, 24, 25, 26
<i>Laeonectes vocans</i>	corais e conchas quebradas	40 a 310 m	1
<i>Ovalipes trimaculatus</i>	areia, lama e conchas	22 a 294 m	7, 27, 28
<i>Portunus anceps</i>	areia, lama, conchas, algas, bancos de fanerógamas marinhas	águas rasas até 103 m	7, 20, 21
<i>Portunus ventralis</i>	areia ou algas calcárias	entremarés até 40m	4, 7, 22

Fonte: ¹Melo, 1998; ²Soto, 1984; ³Melo & Veloso, 2005; ⁴Coelho & Ramos-Porto, 1992; ⁵Souza, 1997; ⁶Williams, 1984; ⁷Melo, 1996; ⁸Santos et al., 1994; ⁹Coelho, 1971; ¹⁰Park, 1969; ¹¹Rodríguez, 1982; ¹²Pinheiro et al., 1996; ¹³Carvalho, 2009; ¹⁴Carqueija & Gouvêa, 1998; ¹⁵Silva & Almeida, 2002; ¹⁶Coelho & Santos, 2004; ¹⁷Lima-Júnior et al., 2008; ¹⁸Lima-Júnior et al., 2010; ¹⁹Santos, 2013; ²⁰Cintra et al., 2003; ²¹Viana et al., 2003; ²²Bertini et al., 2004; ²³Fine, 1970; ²⁴Coelho & Ramos-Porto, 1980; ²⁵Mantelatto et al., 2009; ²⁶Heck, 1977; ²⁷Arana, 2000; ²⁸Melo, 2010; ²⁹Adkins, 1972.

A espécie *Achelous spinicarpus* geralmente está associada às correntes frias da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), sendo fundamental à estruturação das comunidades bentônicas (Sartor, 1989; Braga et al., 2005) e item frequente da dieta alimentar da “cabrinha” (*Prionotus punctatus*) (Soares & Apelbaum, 1994). Trata-se de uma das espécies mais abundantes e frequentes na carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao lagostim (*Metanephrops rubellus*), no sudeste do Brasil, realizada entre 60 e 140 metros de profundidade (Severino-Rodrigues et al., 2007, 2015). Já *A. spinimanus* habita águas salobras de canais e baías, principalmente em locais associados a cascalho conchífero e sedimentos de maior granulação (Santos et al., 1994; Melo, 1996), o que lhe confere um reduzido nicho ecológico em relação às demais espécies do gênero (Pinheiro et al., 1997). Trata-se de uma espécie capturada pela pesca de arrasto de fundo e de parelha, desembarcada e comercializada nos terminais pesqueiros do estado de São Paulo (De-Carli et al., 2014).

Considerada a espécie mais abundante dentre os portunídeos, *C. danae*, possui um ciclo migratório entre os ambientes que ocorre em função do ciclo reprodutivo e da salinidade das águas, com concentração de machos no estuário e fêmeas maduras/ovígeras nas áreas marinhas adjacentes, estabelecendo uma relação direta entre oviposição e águas salinas (Pita et al., 1985b; Severino-Rodrigues et al., 2009, 2012).

Callinectes sapidus habita águas salobras, vivendo em lagunas e estuários, mas pode ocupar durante seu ciclo de vida regiões de água doce (deltas de rios), até mesmo águas regiões oceânicas, evidenciando sua resistência às grandes variações de salinidade e temperatura. Também pode ser encontrado em águas poluídas, evidenciando resistência à baixos teores de oxigênio dissolvido na água. É considerado um predador chave no controle da abundância, diversidade e estrutura de várias comunidades bentônicas marinhas e estuarinas (Hines et al., 1987; Melo, 1999; Severino-Rodrigues et al., 2009).

A composição alimentar das espécies conhecidas incluem como itens o próprio sedimento, invertebrados da infauna e epifauna (p. ex., poliquetos e moluscos), e até mesmo outros decápodos, peixes e alga.

Ocorre uma relação entre o hábito alimentar e o tamanho dos indivíduos de *C. bocourti*, existindo uma relação trófica característica, com redução da quantidade de detritos relacionada à elevação do tamanho do animal, o inverso quando o conteúdo é composto por peixes. Os poliquetos também constituem um grupo comum nos siris de menor porte, embora haja variação em algumas classes de tamanho, o mesmo ocorrendo com os bivalves, que variam amplamente em sua contribuição de peso de alimento, estando presentes na maioria das classes (Stoner & Buchanan, 1990).

No caso de *C. exasperatus*, os indivíduos podem entrar nos manguezais em busca de alimento, encontrando-se associada aos rizóforos do mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*) (Álvaro Reigada, com. pessoal - 2013). No estuário do Rio Cahoeira, em Ilhéus (BA), os dois principais itens alimentares dessa espécie foram

outros crustáceos, moluscos, além de macroalgas, matéria orgânica não identificada, peixes ósseos e sedimento (Carvalho & Couto, 2010).

Segundo Carqueija & Gouvêa (1998), *C. marginatus* é uma espécie detritívora e oportunista, com o conteúdo estomacal confirmando sedimento (95,5%), decápodos (24,3%), moluscos (23,4%), algas (10,8%), peixes (9,0%), poliquetos (9,0%) e outros itens (8,1%), com os estômagos vazios totalizando 7,2% do total analisado.

Callinectes ornatus, por sua vez, se alimenta principalmente de peixes ósseos (13,3%), bivalves (11,1%), outros caranguejos não identificados (10,8%) e camarões peneídeos (9,2%). Entre os moluscos, os itens alimentares mais representativos foram os bivalves; dos anelídeos, foram poliquetas não identificados; e entre os equinodermos, os ofiuróides contribuíram com o maior volume relativo e frequência de ocorrência. Os moluscos bivalves foram os mais frequentes, embora braquiuros não identificados tenham sido mais abundantes (Branco et al., 2002a). De acordo com Severino-Rodrigues et al. (2002), *C. ornatus* é o portunídeo mais abundante na composição da carcinofauna acompanhante da pesca do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*).

Os caranguejos portunídeos também compõem a dieta de diversos organismos, a espécie *Cronius ruber*, por exemplo, foi encontrada no conteúdo estomacal da garoupa *Epinephelus marginatus* no litoral de Bertioga (SP) e no litoral de Copacabana (RJ) (Begossi & Silvano, 2008).

Biologia Geral

A presença de espinhos laterais e achatamento dorso-ventral do corpo, em especial do artigo do quinto par de pereiópodos, que aparenta um remo, conferem hidrodinâmica aos portunídeos, permitindo rapidez utilizada tanto na fuga de predadores como na captura de presas mais ágeis, como os peixes. Apesar do grande número de espécies conhecidas, muitas delas exploradas comercialmente, ainda existem lacunas sobre o conhecimento da biologia da maioria dos portunídeos. Abaixo são descritas algumas características das espécies mais estudadas.

Achelous spinicarpus possui largura cefalotorácica descontando os espinhos laterais (LC) que pode chegar a 42,9 mm (Braga et al., 2005). Contudo, estudos indicam que os machos podem atingir 48,2 mm, valor similar ao das fêmeas (47,4 mm), correspondendo a tamanhos de 66,5 e 63,4 mm, respectivamente, se medidos com os espinhos laterais, que são bem alongados (Pardal-Souza & Pinheiro, 2013). O tamanho de maturidade morfológica desta espécie é de 37 e 32 mm LC, para machos e fêmeas, respectivamente. A fecundidade é reduzida quando comparada a outras espécies do gênero, variando de 14.745 a 132.392 ovos (média de 53.984 ± 27.658 ovos). As fêmeas ovígeras parecem ocorrer durante todo o ano, mais intensamente nos meses de temperaturas mais elevadas, caracterizando um padrão reprodutivo

sazonal-contínuo (Sartor, 1989; Pinheiro & Fransozo, 2002)

Achelous spinimanus tem registros de largura de cefalotórax (LC) variando de 57 a 88 mm para machos e 48 a 72 mm para fêmeas na Ilha do Frade (ES) (Araújo et al., 2005), a tamanhos de 105 e 96 mm LC no sudeste de São Paulo, respectivamente (De-Carli et al., 2014), podendo chegar a tamanhos de 140 e 110 mm LC, respectivamente, na Armação do Itapocoroy (SC) (Branco et al., 2002b). O tamanho de primeira maturação das fêmeas (68 mm) é pouco menor do que o dos machos (76 mm), sendo confirmados somente exemplares adultos a partir de 110 mm, com as maiores frequências de fêmeas maduras e ovígeras ocorrendo durante o inverno e primavera (Branco et al., 2002b). Em estudos realizados em Ubatuba (SP) verificou-se que a reprodução pode ocorrer durante todo o ano, com picos ocorrendo de julho a novembro, possuindo capacidade desovas consecutivas, sem uma nova cópula, sugerindo desovas múltiplas durante um ciclo reprodutivo (Santos & Negreiros-Fransozo, 1999). De-Carli et al. (2014) citam que devido à constante ocorrência e abundância de fêmeas ovígeras e o predomínio de adultos, na área de arrasto da frota de parrelhas no sudeste do Brasil, entre 26 e 80 m de profundidade, é possível inferir que a população analisada utilize esta área para reprodução. A fecundidade estimada pelos autores variou de 165.750 a 1.058.500 ovos (média de 556.750 ± 212.256), proporcionalmente ao tamanho do animal.

Achelous tumidulus apresenta largura entre espinhos de 19,4 mm (machos) e 13,6 mm (fêmeas) no Caribe Colombiano (Rodríguez, 1982), e de 8,7 a 21,3 mm (respectivamente), na costa norte do estado de São Paulo (Bertini et al., 2004). Nesta mesma área foram observados dois exemplares com 6,3 e 7,3 mm (Braga et al., 2005), variando de 13,9 a 19,4 mm no arquipélago de Vitória (SP) (Alves et al., 2012). Entretanto, em exemplares depositados em coleção, existem registros de tamanhos variando de 8,8 a 24,5 mm LC (machos) e 6,1 a 26,3 mm (fêmeas) (Mantelatto et al., 2009). Fêmeas ovígeras com ovos de coloração vermelho brilhante foram observados durante os meses de dezembro de 1967 e janeiro de 1968, sendo este último mês o de maior densidade populacional e predomínio de fêmeas ovígeras (Park, 1969). Observações realizadas em aquário descrevem a cópula dessa espécie em dois dias, quando o macho cobriu completamente a fêmea com seu corpo, a qual exteriorizou ovos amarelos ao quinto dia, que eclodiram quinze dias depois (Rodríguez, 1982).

Arenaeus cribrarius, coletado na Praia da Barra da Lagoa (Florianópolis, SC) apresentou largura da carapaça com espinhos variando de 18 a 119 mm (machos) e de 29 a 93 mm (fêmeas), com crescimento alométrico positivo para os machos e negativo para as fêmeas e tamanho de primeira maturação sexual estimada entre 75 e 80 mm, estando maduros todos os indivíduos acima de 85 mm (Ávila & Branco, 1996). Por outro lado, na região de Ubatuba (SP) a largura da carapaça (sem os espinhos laterais) variou entre de 22,1 a 107,7 mm (machos) e 28,4 a 92,8 mm (fêmeas), com os machos apreentando tamanho de maturidade morfológica e fisiológica a partir de 52 e 63,4 mm, respectivamente, e sincronia desses tamanhos de maturidade nas fêmeas (59,6mm), com todos os indivíduos acima de 78,2 mm

maturas (Pinheiro & Fransozo, 1998). Algumas fêmeas maduras podem apresentar o exoesqueleto ventral com coloração rosa, um indicativo de maturidade sexual (Pinheiro & Taddei, 2000). Em Ubatuba (SP), a reprodução foi caracterizada como sazonal-contínua, ocorrendo em todos os meses do ano, com maior frequência de fêmeas ovígeras entre dezembro a março, e outra incidência ocorrendo em agosto. A fecundidade variou de 135.210 a 682.156 ovos, correspondendo aos extremos de tamanho de 54,7 e 92,3 mm LC sem espinhos (Pinheiro & Terceiro, 2000). A maturidade sexual ocorre por volta de seis meses; a longevidade da espécie foi estimada em 1,8 anos para os machos (115,8 mm LC) e de 2 anos para as fêmeas (96,7 mm LC), muito similares ao tamanho máximo obtido em campo para cada sexo (machos: 114,5 mm LC; fêmeas: 95,8 mm LC). Por fim, *A. cribrarius* apresenta média de crescimento e tamanho superior ao de outras espécies de portunídeos, conferindo-lhe excelente potencial para carcinicultura (Pinheiro & Hattori, 2006).

Callinectes bocourti, coletados na região de Iguape (SP), apresentaram largura de carapaça (LC) entre 78,1 e 114 mm (machos) e 76 a 106,3 mm (fêmeas) na região de Iguape (SP) (Hattori et al., 2006). A espécie foi estudada quanto a bioacumulação de metais pesados em Porto Rico, apresentando concentração significativamente alta de cobre em todos os tecidos combinados (Sastre et al., 1999). Nessa mesma região, foram realizados estudos sobre as bactérias presentes em sua hemolinfa, as quais ocorreram em elevadas concentrações, podendo algumas serem patógenas para seres humanos, o que poderia representar uma potencial ameaça à saúde humana caso seja consumido mal cozido (Rivera et al., 1999).

Callinectes danae apresenta grande variação na largura de carapaça conforme a região de coleta: em estuários de Pernambuco possuem tamanho médio igual a 59 mm; no Canal de Santa Cruz (PE), com 60,85 (machos) e 55,26 (fêmeas); na baía de Vitória (ES) seu tamanho variou de 24,9 a 128 mm (machos) e de 23,1 a 118,6 mm (fêmeas); na Baía de Guanabara (RJ) mediram entre 40,14 a 122,0 mm (machos) e de 32,85 a 116,20 mm (fêmeas); no Estuário de Iguape-Cananéia (SP), a média de tamanho foi igual a 75,1(±5,7) mm; em Shangri-lá (PR), mediram 66,7 mm (machos) e 61,0 mm (fêmeas); na Lagoa da Conceição, em Florianópolis (SC), os maiores tamanhos medidos foram de 140 mm (machos) e 133 mm (fêmeas). O tamanho de primeira maturação de *C. danae* variou de 59,4 e 98,5 mm para os machos, sendo pouco menor para as fêmeas (52,7 e 88,8 mm), segundo os dados de Branco & Thives (1991), Baptista et al. (2003), Barreto et al. (2006), Sforza et al. (2010), Golodne et al. (2010), Antunes (2012), Araújo & Lira (2012) e Severino-Rodrigues et al. (2012). Quanto à razão sexual, em algumas regiões ela foi tendenciosa às fêmeas (Barreto et al., 2006; Severino-Rodrigues et al., 2012; Antunes, 2012) e em outras não apresenta diferenças significativas (Baptista et al., 2003). A espécie apresenta reprodução sazonal-contínua, com as fêmeas ovígeras ocorrendo em todos os meses do ano, mas com maior incidência no verão e inverno; fêmeas ovígeras com LC entre 67 a 115 mm e fecundidade variando entre 274.893 a 2.076.426 ovos, com fecundidade média de 759.754 ovos (Severino-Rodrigues et

al., 2012). O recrutamento pesqueiro em algumas regiões ocorre no outono, com exemplares maiores que 35 mm LC e uma idade máxima estimada em 3,5 anos. Normalmente, as regiões de baixa salinidade servem como áreas de crescimento, com posterior migração para áreas de maior salinidade para desova.

Callinectes ornatus apresentou crescimento alométrico positivo para as fêmeas e isométrico para os machos em estudos realizados em Balneário Camboriú (SC), com longevidade máxima estimada em 2,4 anos (machos) e 2,5 anos (fêmeas). Fêmeas ovígeras são encontradas em todas as estações do ano, sugerindo reprodução contínua e um tamanho de recrutamento estimado em 35 mm (Santos, 2013).

Callinectes sapidus copulam em águas estuarinas logo após a muda de puberdade das fêmeas. Nessa ocasião os machos cortejam as fêmeas, mantendo-as presas com as patas posteriores, junto ao abdome, até que ocorra a ecdise, um padrão para este grupo taxonômico. Igualmente, o padrão copulatório ocorre entre machos em intermuda com as fêmeas em pós-muda recente, quando eles transferem seus espermatóforos para as espermatecas da fêmea, ali permanecendo até a fecundação (Severino-Rodrigues et al., 2009; Dias-Neto, 2011). Após a cópula os machos continuam a carregar as fêmeas por alguns dias. Essa retenção pós-copula destina-se a reduzir o risco de predação e competição de esperma, garantindo o sucesso da fertilização (Jivoff, 1997). Após o acasalamento as fêmeas iniciam a migração para áreas de maior salinidade (Turner et al., 2003), gerando um grande número de ovos, pequenos e numerosos, que são exteriorizados e incubados presos aos pleópodos abdominais, formando uma densa massa ovígera. Ao alcançarem áreas de maior salinidade procedem a desova, ocorrendo a eclosão das larvas (zoeas) alguns dias após (Severino-Rodrigues et al., 2009), podendo ocorrer desovas múltiplas (Darnell et al., 2009). Dentre as espécies de *Callinectes* as fêmeas dessa espécie são as que possuem maior fecundidade relativa, podendo atingir cerca de oito milhões de ovos por desova (Hill, 2004). Estudos realizados no Complexo Lagunar-Estuarino de Iguape e Cananéia observaram uma fecundidade variando de 689.356 a 3.438.122 ovos, e de acordo com a média de tamanho um total de 2.006.974 ovos, observando-se o tamanho de início da maturidade morfológica para as fêmeas (L_{50}) com largura da carapaça de 103,3 mm (Severino-Rodrigues et al., 2013). O desenvolvimento larval oceânico é composto por sete estágios de zoea, adquirindo, posteriormente, a forma de megalopa já no retorno ao estuário (Lee, 1999). No complexo Estuarino-Lagunar de Iguape, Ilha Comprida e Cananéia, ocorre a predominância de machos adultos nas áreas mais internas do estuário, que por terem elevado tamanho corporal suportam o direcionamento de uma pesca artesanal (Mendonça & Barbieri, 2001; Severino-Rodrigues et al., 2009).

Cronius ruber, coletados no Caribe colombiano, apresentaram larguras máximas de caparaca de 36,0 mm para machos e 54,0 mm para fêmeas (Rodríguez, 1982), na costa norte de São Paulo essas medidas variaram entre 4,5 a 80,7 mm (Bertini et al., 2004; Braga et al., 2005). Exemplares de coleção apresentaram larguras da carapaça entre 14,6 a 82,8 mm (machos) e 6,5 a 78,9 mm (fêmeas) (Mantelatto et al., 2009).

Ovalipes trimaculatus, apresentaram larguras médias de carapaça iguais a 79,4 e 78,7 mm em regiões da costa chilena (Brante et al., 2004).

Ameaças

Dentre as ameaças que sofrem os portunídeos destacam-se a pesca (intencional ou não) e a degradação/fragmentação de seu habitat, porém não há indícios de que essas ameaças sejam significativas ao decréscimo populacional da maioria das espécies.

A maioria das espécies do gênero *Achelous*, (*A. gibbesii*, *A. spinicarpus*, *A. spinimanus*), assim como *Arenaeus cribrarius*, ocorrem na fauna acompanhante (*bycatch*) da pesca de arrasto de camarões e lagostins. Não há interesse comercial direto devido ao tamanho de seus indivíduos, sendo, em alguns casos, devolvidos ao mar no momento da limpeza das redes (Branco et al., 2002b; Severino-Rodrigues et al., 2007; García et al., 2008). *Achelous spinimanus*, por exemplo, pode sobreviver ao estresse da exposição ao ar, ao manuseio mecânico e até mesmo a perda de alguns apêndices locomotores (Moreira et al., 2011). No entanto, apesar de tal resiliência, populações dessa espécie podem diminuir em decorrência da antropização ambiental (Hiroki, 2012), conferindo-lhe o status de espécie bioindicadora de qualidade ambiental (Marcelo Pinheiro, com. pessoal - 2013). Já *Arenaeus cribrarius*, pode ser encontrada em mercados de pesca do litoral paulista (Álvaro Reigada, com. pessoal - 2013).

Diferentemente das outras espécies, as do gênero *Callinectes* têm posição de destaque nas pescarias, sendo muitas vezes alvo. *Callinectes bocourti*, por exemplo, é uma importante fonte de complementação de renda para as comunidades situadas próximas às áreas estuarinas no nordeste brasileiro (Lopes et al., 2000), aparecendo também nos desembarques da Lagoa Mundaú, em Maceió, Alagoas (Pereira-Barros & Travassos, 1972), nos estuários de Ilhéus, BA (Almeida et al., 2006) e em Iguape, SP (Hattori et al., 2006). Na região de Cubatão, Santos e São Vicente (SP), a espécie era rejeitada por seu forte odor característico, que não é tolerado pelos consumidores (Severino-Rodrigues et al., 2001). Descreve-se para esta espécie uma acentuada ocorrência de parasitismo por sanguessugas do gênero *Myzodella*, no estuário de São Vicente (Zara et al., 2009; Ancona et al., 2012).

Já *C. danae*, considerada *bycatch* em algumas regiões, é desembarcada como categoria comercial na pesca de arrasto direcionada ao camarão costeiro (Baptista et al., 2003; Baptista-Metri et al., 2005), além disso, é capturada pela pesca artesanal em regiões estuarinas e baías, com o emprego de métodos tradicionais em diferentes regiões do Brasil (Pereira-Barros & Travassos, 1972; Severino-Rodrigues et al., 2001; Barreto et al., 2006; Golodne et al., 2010; Sérgio Rocha, com. pessoal - 2013). Apesar de ser a espécie mais abundante no litoral paulista, é considerada “secundária” para os pescadores artesanais, que objetivam principalmente a captura de *C. sapidus*, devido

ao seu maior tamanho e, conseqüentemente, maior valor de mercado (Mendonça & Barbieri, 2001; Severino-Rodrigues et al., 2001, 2009; Scalco et al., 2014). *Callinectes exasperatus*, *C. marginatus* e *C. ornatus* são outras três espécies de interesse comercial, sendo capturadas em diferentes regiões brasileiras (Farias, 1980; Calado et al., 1998; Costa-Neto, 2000; Branco & Fracasso, 2004b; Rocha et al., 2008; Tudesco et al., 2007; Santos et al., 2009; Vasques et al., 2011; Souza-Carvalho et al., 2011).

A espécie *C. sapidus*, é a de maior interesse econômico para a pesca, principalmente em regiões estuarinas do sudeste e sul do Brasil, tanto pela qualidade de sua carne quanto pelo tamanho em relação às demais. Seu grau de exploração é tamanho que se tem sugerido que a pesca seja mais restrita e artesanal (Carmona-Suarez & Conde, 2002). Em regiões como a Louisiana, Baía de Chesapeake e no Golfo do México, o declínio das populações da espécie foi significativo em decorrência da sobrepesca e pesca fantasma (Cascorbi, 2004; Guillory, 1993, 2001). Apesar do interesse econômico pouco se sabe sobre o estado atual da população, bem como dados biológicos básicos (Cascorbi, 2004). Como *bycatch* da pesca de arrasto, dirigida aos camarões pelo menos nos estados de São Paulo e Santa Catarina, a espécie tem pouca participação (Severino-Rodrigues et al., 2002; Roedel, 2009; Branco & Fracasso, 2004a). Na pesca artesanal de siris no Complexo Baía estuário de Santos, Scalco et al. (2014) indicam que a captura de siris no Estuário de Santos-São Vicente, tem evidenciado mudanças na estabilidade da população registrando uma considerável presença de jovens e fêmeas, que não era observada em anos anteriores, recomendando o controle quanto a um tamanho mínimo de captura e estudos que permitam estimar os níveis de esforço sustentável para a espécie.

Para os demais portunídeos, *Cronius ruber* e *Ovalipes trimaculatus* também são encontradas como fauna acompanhante da pesca de camarões (Boschi, 1997; Fracasso, 2002), sendo *O. trimaculatus* uma das cinco espécies de decápodos de maior valor comercial na Argentina, embora com baixo volume de captura. *Cronius ruber*, especificamente, parece ter como principal ameaça a presença do siri invasor *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) (Mantelatto et al., 2009; Boos et al., 2010).

Ações de Conservação

Das espécies avaliadas, apenas *Callinectes danae* e *C. sapidus* contam com algum tipo de instrumento legal, neste caso representado pela regulamentação da exploração da espécie (Portaria nº N-024, de 26 de julho de 1983, SUDEPE, 1983), que proíbe, em águas territoriais brasileiras, a captura de fêmeas ovíferas e de indivíduos de ambos os sexos com largura da carapaça incluindo espinhos laterais (LC) inferior a 12 cm. Contudo, em virtude da variação da estrutura populacional por região, alguns autores sugerem que o tamanho da largura da carapaça seja regulamentado

de acordo com a região (Barreto et al., 2006; Severino-Rodrigues et al., 2012). Ainda para *C. sapidus* a Portaria SUDEPE nº 11, de 18/05/1988, regulamenta a pesca de siris na Lagoa de Conceição (SC) e proíbe a captura de fêmeas ovígeras, enquanto a Portaria SUDEPE nº N-024, de 26 de julho de 1983, também proíbe, no Estado do Rio Grande do Sul, a captura de qualquer espécie de siri em todos os meses do ano, nos molhes da barra do Rio Grande, até 6 km de distância de cada um dos braços do molhe.

Outras ações de conservação possíveis são: 1) propostas de áreas para exclusão à pesca em regiões de trânsito de fêmeas ovígeras para a desova (barras e canais de ligação entre estuário e região costeira); 2) tecnologia de pesca visando à introdução de aparelhos de pesca seletivos (permitindo o descarte de indivíduos sem interesse para a pesca e sem muito estresse dos mesmos) e econômicos (com menor consumo de combustível e desgaste do pescador); e 3) identificação de picos de reprodução e desova, que possam identificar a necessidade de implantação de períodos de proibição da pesca.

Pesquisas Necessárias

Considerando o interesse pesqueiro e a captura incidental para a maioria das espécies do grupo, a necessidade principal de pesquisa está relacionada aos impactos das pescarias sobre as populações. Além disso, para a maioria das espécies, faltam pesquisas sobre a biologia populacional, tal como taxa de crescimento, mortalidade e longevidade, o possível uso de algumas como bioindicadoras da qualidade ambiental, e o possível impacto de portunídeos exóticos, particularmente relacionado ao dimensionamento e sobreposição do nicho ecológico de espécies.

No caso do *Callinectes danae*, recomendam-se estudos sobre a viabilidade de cultivo devido ao seu grande porte na fase adulta, além da tolerância às variações de salinidade (Guerrero-Ocampo et al., 1998). Para *Callinectes ornatus*, faltam estudos sobre a flutuação nas capturas e interesse comercial (Branco & Fracasso, 2004b), sendo o mesmo aplicável à *Callinectes sapidus*.

Bibliografia

- Adkins, G. 1972. A study of the blue crab fishery in Louisiana. Louisiana Wildlife and Fisheries Commission, Oyster, Water Bottoms and Seafood Division. Technical Bulletin. n. 3. Baton Rouge, La. 57p.
- Almeida, A.O.; Coelho, P.A.; Santos, J.T.A. & Ferraz, N.R. 2006. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. Biota Neotropica, 6(2): 1-24.
- Almeida, A.O. & Coelho, P.A. 2008. Estuarine and marine brachyuran crabs

- (Crustacea: Decapoda) from Bahia, Brazil: checklist and zoogeographical considerations. *Latin American Journal Aquatic Research*, 36(2): 183-222.
- Alves, D.F.R.; Barros-Alves, S.P.; Cobo, V.J.; Lima, D.J.M. & Fransozo, A. 2012. Checklist of the brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) in the rocky subtidal of Vitória Archipelago, southeast coast of Brazil. *Check List*, 8(5): 940-950.
- Amaral, A.C.Z.; Morgado, E.H.; Leite, F.P.P. & Gianuca, N.M. 1999. Diagnósticos sobre praias arenosas. Brasília: Brasília: MMA/SBF.
- Ancona, M.C., Severino-Rodrigues, E. & Mattos, S.P. 2012. Parasitismo por *Myzobdella* sp. (Hirudinea: Psicolidae) em siris do gênero *Callinectes* (Decapoda: Portunidae), no estuário de Santos e São Vicente (FASE II). In: VIII Seminário de Iniciação Científica do Instituto de Pesca, 2012, p. 18.
- Antunes, M. 2012. Dinâmica populacional do siri azul *Callinectes danae* Smith, 1869 (Crustacea, Decapoda, Portunoida) na região de Ubatuba, SP, Brasil. Botucatu – SP. 119 p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”).
- Arana, P.M. 2000. Pesca exploratória con trampas alrededor de las islãs Robinson Crusoe y Santa Clara, archipiélago de Juan Fernández, Chile. *Investigação Marinha de Valparaíso*, 28: 39-52.
- Araújo, C.C.V.; Ripoli, L.V.; Fernandes, J.M.; Rosa, D.M. & Sá, H.S. 2005. Biologia populacional de *Portunus spinimanus* Latreille, 1819 (Crustacea, Portunidae) em um trecho litorâneo da Ilha do Frade, Vitória, Espírito Santo. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu.
- Araújo, M.S.L.C. & Lira, J.J.P.R. 2012. Condition factor and carapace width versus wet weight relationship in the swimming crab *Callinectes danae* Smith, 1869 (Decapoda: Portunidae) at the Santa Cruz Channel, Pernambuco State, Brazil. *Nauplius*, 20(1): 41-50.
- Ávila, M.G. & Branco, J.O. 1996. Aspectos bioecológicos de *Arenaeus cribrarius* (Lamarck) (Decapoda, Portunidae) da praia da Barra da Lagoa, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia*, 13(1): 165-174.
- Baptista, C.; Pinheiro, M.A.A.; Blankensteyn, A. & Borzone, C.A. 2003. Estrutura populacional de *Callinectes ornatus* Ordway (Crustacea, Portunidae) no Balneário Shangri-lá, Pontal do Paraná, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(4): 661-666.
- Baptista-Metri, C.; Pinheiro M.A.A.; Blankensteyn, A. & Borzone, C.A. 2005. Biologia populacional e reprodutiva de *Callinectes danae* Smith (Crustacea, Portunidae), no Balneário de Shangri-lá, Pontal do Paraná, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(2): 446-453.
- Barreto, A.V.; Batista-Leite, L.M.A. & Aguiar, M.C.A. 2006. Maturidade sexual das fêmeas de *Callinectes danae* (Crustacea, Decapoda, Portunidae) nos estuários dos rios Botafogo e Carrapicho, Itamaracá, PE, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica, Porto Alegre*, 96(2): 141-146.
- Barreto, A.V.; Coelho, P.A. & Ramos-Porto, M. 1993. Distribuição geográfica dos

- Brachyura (Crustacea, Decapoda) coletados na plataforma continental do norte e nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 10(4): 641-656.
- Barros, M.P. & Pimentel, F.R. 2001. A fauna de Decapoda (Crustacea) do Estado do Pará, Brasil: lista preliminar de espécies. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, série Zoológica*, 17(1): 15-41.
- Begossi, A. & Silvano, R.A.M. 2008. Ecology and ethnoecology of dusky grouper [garoupa, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)] along the coast of Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 4: 20.
- Bernadochi, L.C.; Silvestri, S. & Turra, A. 2012. Composition and seasonal variation of Brachyura and Anomura (Crustacea, Decapoda) associated with brown mussel farms at Praia da Cocanha, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 55(4): 549-557.
- Bertini, G.; Franzoso A. & Melo, G.A.S. 2004. Biodiversity of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from non-consolidated sublittoral bottom on the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2185-2207.
- Boos, H.; Bond Buckup, G.; Buckup, L.; Araujo, P.B.; Magalhães, C.; Almerão, M.P.; Santos, R.A. & Mantelatto, F.L. 2012. "Checklist of the Crustacea from the state of Santa Catarina, Brazil." *Check List*, 8(6): 1020-1046.
- Boos, H.; Oliveira, M.M. & Delfim, R. 2010. Novos registros do siri exótico *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) (Crustacea, Portunidae), no litoral do Estado de Santa Catarina, Brasil. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha*, 1(1): 1-7.
- Boschi, E.E. 1997. Las pesquerías de crustáceos decápodos em El litoral de La República Argentina. *Investigación Marinha de Valparaíso*, 25: 19-40.
- Braga, A.A.; Fransozo, A.; Bertini, G. & Fumis, P.B. 2005. Composição e Abundância dos Caranguejos (Decapoda, Brachyura) nas Regiões de Ubatuba e Caraguatatuba, Litoral Norte Paulista, Brasil. *Biota Neotropica* 5(2): 1-34.
- Branco, J.O. & Fracasso, H.A.A. 2004a. Ocorrência e abundância da carcinofauna acompanhante na pesca do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) (Crustacea: Decapoda) na Armação de Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 259-301.
- Branco, J.O. & Fracasso, H.A.A. 2004b. Biologia populacional de *Callinectes ornatus* (Ordway) na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(1): 91-96.
- Branco, J.O. & Thives, A. 1991. Relação peso/largura, fator de condição e tamanho de primeira maturação de *Callinectes danae* Smith, 1869 (Crustacea, Portunidade) no Manguezal do Itacorubi, SC, Brazilian Archive of Biology and Technology. 34(3/4): 415-424.
- Branco, J. O.; Lunardon-Branco, M.J. & Souto, F.X. 2002a. Estrutura populacional de *Portunus spinimanus* Latreille (Crustacea, Portunidae) na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(3): 731-738.
- Branco, J.O.; Lunardon-Branco, M.J.; Verani, J.R.; Schweitzer, R.; Souto, F.X. & Vale,

- W.G. 2002b. Natural diet of *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda, Portunidade) in the Itapocoroy Inlet, Penha, SC, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45(1): 35-40.
- Brante, A.; Cifuentes, S.; Pörtner, H.O.; Arntz, W. & Fernández, M. 2004. Latitudinal comparisons of reproductive traits in Five Brachyuran species along the Chilean coast. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 15-27.
- Buchanan, B.A. & Stoner, A.W. 1988. Distributional patterns of blue crabs (*Callinectes* sp.) in a tropical estuarine lagoon. *Estuaries*, 11(4): 231-239.
- Calado, T.C.S.; da Silva, M.P. & Aires, A.F. 1998. Crustáceos decápodos e estomatópodos de praias arenosas do litoral norte e centro do estado de Alagoas. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 26(1): 107-115.
- Carmona-Suarez, C.A. & Conde, J.E. 2002. Local distribution and abundance of swimming crabs (*Callinectes spp* and *Arenaeus cribrarius*) on a tropical arid beach. *Fishery Bulletin*, 100(1): 11-25.
- Carqueija, C.R.G. & Gouvêa, E.P. 1998. Hábito alimentar de *Callinectes larvatus* Ordway (Crustacea, Decapoda, Portunidade) no manguezaç de Jiribatuba, Baía de Todos os Santos, Bahia. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15 (1): 273-278.
- Carvalho, F.L. & Couto E.C.G. 2010. Dieta do siri *Callinectes exasperatus* (Decapoda, Portunidae) no estuário do rio Cachoeira, Ilhéus, Bahia. *UNICiências*, 14(2): 325-334.
- Carvalho, F.L. de. 2009. Distribuição das espécies de *Callinectes* (Brachyura, Portunidade) no estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus-Bahia-Brasil. Ilhéus, 24p. (Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz).
- Cascorbi, A. 2004. Blue crab report. *Seafood Watch/ Seafood Report*, Monterey Bay Aquarium: 27p.
- Cintra, I.H.A.; Silva, K.C.A.; Ramos-Porto, M. & Viana, G.F.S. 2003. Siris capturados durante pescarias experimentais para o Programa REVIZEE/Norte (Crustacea, Brachyura, Portunidae). *Boletim Técnico Científico CEPNOR*, 3(1): 53-75.
- Coelho, P.A. & Ramos-Porto, M. 1980. Crustáceos decápodos da costa do Maranhão, Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(2): 135-138.
- Coelho, P.A. & Ramos-Porto, M. 1992. Sinopse dos crustáceos decápodos brasileiros (Portunidae), *Revista Brasileira de Zoologia*, 9(3/4): 291-298.
- Coelho, P.A. & Santos, M.C.F. 2004. Siris do estuário do rio Una, São José da Coroa Grande, Pernambuco, Brasil (Crustacea: Decapoda: Portunidae). *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 12(1): 187-194.
- Coelho-Filho, P.A. 2006. Checklist of the Decapods (Crustacea) from the outer continental shelf and seamounts from Northeast of Brazil - REVIZEE Program (NE III). *Zootaxa*, 1184: 1-27.
- Coelho, P.A. 1971. A distribuição dos crustáceos decápodos reptantes no Norte do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 9/11: 223-238.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E.A. 2008 Checklist of the marine and

- estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1-58
- Costa-Neto, E.M. 2000. Restrições e preferências alimentares em comunidades de pescadores do município de Conde, estado da Bahia, *Revista Brasileira de Nutrição*, 13(2): 117-126.
- Darnell, M.Z.; Rittschof, D.; Darnell, K.M. & McDowell, R.E. 2009. Lifetime reproductive potential of female blue crabs *Callinectes sapidus* in North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 394: 153-163.
- Davie, P. & Türkay, M. 2009. Portunoidea Rafinesque, 1815. Accessed through: World Register of Marine Species at <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=106702> [2016].
- De-Carli B.P.; Severino-Rodrigues, E.; Rotundo, M.M.; Musielo-Fernandes, J. & Ancona, M.C. 2014. Fecundidade e morfometria de *Achelous spinimanus* (Latreille, 1819) (Brachyura, Portunidae) capturado no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 40(4): 487-495.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. *Raffles Bulletin of Zoology*, 21: 1-109.
- Dias-Neto, J. (Org.) 2011. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável do Caranguejo-Uçá do Guaiamum e do Siri-Azul. IBAMA, Brasília: 156p.
- Farias, M.C.Q. 1980. Crustáceos decápodos da Ilha da Restinga. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29 (2): 169-172.
- Fine, M.L. 1970. Faunal variation on pelagic Sargassum. *Marine Biology*, 7: 112-122.
- Fiussen, B.M.N. & Fonseca, D.B. 2009. Determinação da estrutura etária de *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 ocorrendo na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS. *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço - MG: 1-3.
- Fracasso, H.A.A. 2002. Carcinofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. Itajaí, 43p. (Trabalho de conclusão de curso. Oceanografia, UNIVALI).
- García, C.B.; Perez, D.; Duarte, L.O. & Manjarres, L. 2008. Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch. *Panamjas*, 3(3): 275-281.
- Golodne, P.M.; Matos, M.C.O. & Vianna, M. 2010. On the populations structure of *Callinectes danae* and *Callinectes ornatus* (Decapoda, Portunidae), in Guanabara Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. *Atlântica*, 32(2): 151-161.
- Guerrero-Ocampo, C.M.; Negreiros-Franozo, M.L. & Costa, T.M. 1998. Comparação do peso dos quelípodos e crescimento em duas espécies de “siris” do gênero *Callinectes* (Brachyura, Portunidae). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, Paraná, v. 41, n.4, p. 483-488.
- Guillory, V. 1993. Ghost Fishing by Blue Crab Traps. *North American Journal of*

- Fisheries Management, 13(3): 459-466.
- Guillory, V. 2001. A Review of Incidental Fishing Mortalities of Blue Crabs. Proceedings of the Blue Crab Mortality Symposium. p. 28-41. Gulf States Marine Fisheries Commission. Publication Number 90.
- Hattori, G.Y.; Sant'anna, B.S. & Pinheiro, M.A.A. 2006. Meat yield of *Callinectes bocourti* A. Milne Edwards, 1879 (Crustacea, Portunidae) in Iguape, São Paulo, Brazil. Investigação Marinha, Valparaíso, 34(2): 231-236.
- Heck, K.L.Jr. 1977. Comparative Species Richness, Composition, and Abundance of Invertebrates in Caribbean Seagrass (*Thalassia testudinum*) Meadows (Panama). Marine Biology, 41: 335-348.
- Hill, K. 2004. III. Life history and population biology. Reproduction. Disponível em: <http://www.sms.si.edu/IRLspec/Callin_sapidu.htm#fecund>. [Acessado 13/10/2016].
- Hines, A.H.; Romuald, N.L & Haddon, A.M. 1987. Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a subestuary central Chesapeake Bay. Marine Ecology, 36(17): 55-64.
- Hiroki, K.A.N. 2012. Estrutura e dinâmica das comunidades de crustáceos decápodos no litoral norte do Estado de São Paulo. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Botucatu, 159p.
- Instituto Chico Mendes. 2016. Avalia o do risco de extin o dos crustáceos no Brasil: 2010-2014. Itajaí (SC): CEPsul. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/biblioteca/download/trabalhos_tecnicos/pub_2016_avaliacao_crustaceos_2010_2014.pdf>. [Acessado em 13/10/2016].
- Jivoff, P. 1997. The relative roles of predation and sperm competition on the duration of the post-copulatory association between the sexes in the blue crab, *Callinectes sapidus*. Behavioral Ecology and Sociobiology, 40: 175-185.
- Lee, J.T. 1999. Padrões sazonais e diários da distribui o e abundância das megalopas de *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 no Estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente. Disserta o de Mestrado, Funda o Universidade do Rio Grande, Rio Grande, 77p.
- Legall N. & Poupin, J. 2016 - CRUSTA: Database of Crustacea (Decapoda and Stomatopoda), with special interest for those collected in French overseas territories. Disponível em: <<http://crustiesfroverseas.free.fr/>>. [Acessado em 13/10/2016]
- Lima-Júnior, T.B.; Aragão, M.I.C.; Silva, J.P.; Melo, G.A.S. & Leite, J.R.S.A. 2008. Occurrence of two Indo-Pacific species of brachyura on the coast of Piaui, Brazil. Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, 21: 35-40.
- Lopes, P.H.M.; Abrunhosa, F.A. & Reis, V.S. 2000. Descri o da primeira larva do siri pimenta *Callinectes bocourti* (Crustacea: Decapoda: Portunidae) obtida em laboratório. Produ o Científica Animal, 2(2): 208-212.
- Mantelatto, F.L.; Robles, R.; Schubart, C.D. & Felder, D.L. Molecular phylogeny of the Genus *Cronius* Stimpson, 1860, with reassignment of *C. tumidulus* and several

- American species of *Portunus* to the Genus *Achelous* D Haan, 1833 (Brachyura: Portunidae). In: Martin, J.W., Crandall, K.A. & Felder, D.L. (Org.). Crustacean Issues: Decapod Crustacean Phylogenetics. Boca Raton, Florida: Taylor & Francis/CRC Press, 2009, v. 29, p. 537-551.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. São Paulo: Plêiade. 604p.
- Melo, G.A.S. 1998. Malacostraca – Eucarida. Brachyura. Oxyrhyncha and Brachyrhyncha*. In: Young, P.S (Ed). Catalogue of Crustacea of Brazil. Rio de Janeiro. 455-503.
- Melo, G.A.S. 1999. Infraordem Brachyura (siris e caranguejos: espécies marinhas e estuarinas); p. 415-485, In: L. Buckup and G. Bond-Buckup (ed.). Os crustáceos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS.
- Melo, G.A.S. 2010. The brachyura (Crustacea: Decapoda) collected by the GEDIP Project between Torres, Rio Grande do Sul (Brazil) and Maldonado (Uruguay). *Atlântica*, 32(1): 39-57.
- Melo, G.A.S. & Veloso, V.G. 2005. The Brachyura (Crustacea, Decapoda) of the coast of the State of Paraíba Brazil, collected by Project Algas. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(3): 796-805.
- Mendonça, J.T. & Barbieri, E. 2001. A pesca do siri no litoral do Estado de São Paulo. *Cadernos das Faculdades Integradas São Camilo*, 7: 36-46.
- Moreira, F.N.; Vianna, M., Lavrado, H.P.; Silva-Junior, D.R. & Keunecke, K.A. 2011. Survival and physical damage in swimming crabs (Brachyura, Portunidae) discarded from trawling fisheries in an estuarine ecosystem in Southeastern Brazil. *Crustaceana*, 84(11): 1295-1306.
- Nevis, A.B.; Martinelli, J.M.; Carvalho, A.S.S. & Nahum, V.J.I. 2009. Abundance and spatial-temporal distribution of the family Portunidae (Crustacea, Decapoda) in the Curuçá Estuary on the northern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 13(1): 71-79.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie, P.J.F. 2008. Systema Brachyurorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 17: 1-286.
- Norse, E.A. 1977. Aspects of the zoogeographic distribution of Callinectes (Brachyura: Portunidae). *Bulletin of Marine Science*, 27(3): 440-447.
- Pardal-Souza, A.L. & Pinheiro, M.A.A. 2013. Relative growth and reproduction in *Achelous spinicarpus* (Crustacea: Portunidae) on the south-eastern continental shelf of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(3): 667-674.
- Park, J.R. 1969. A preliminary study of portunid crabs in Biscayne Bay. *Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences*, 32: 12-20.
- Pereira-Barros, J.B. & Travassos, I.B. 1972. Informações sobre a pesca e biologia do siri tinga (*Callinectes danae*) e guajaú (*Callinectes bocourti*) na lagoa Mundaú – Maceió - Alagoas. Parte II. Recife, SUDENE/DRN – RP. 13p. (Série Estudo Pesca).

- Pinheiro, M.A.A. & A. Fransozo. 1998. Sexual maturity of the speckled swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818) (Decapoda, Brachyura, Portunidae), in the Ubatuba littoral, São Paulo State, Brazil. *Crustaceana*, 71: 434-452.
- Pinheiro, M.A.A. & Fransozo, A. 2002. Reproduction of the speckled swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Brachyura: Portunidae), on the Brazilian coast near 23°30'S. *Journal of Crustacean Biology*, 22(2): 416-428.
- Pinheiro, M.A.A. & Hattori, G.Y. 2006. Growth of the speckled swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818) (Crustacea, Brachyura, Portunidae), in Ubatuba (SP), Brazil. *Journal of Natural History*, 40(21-22): 1331-1341.
- Pinheiro, M.A.A. & Taddei, F.G. 2000. Chromatic alteration in *Arenaeus cribrarius* (Lamarck) (Crustacea, Portunidae): na indicator of sexual maturity. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(4): 945-951.
- Pinheiro, M.A.A. & Terceiro, O.S.L. 2000. Fecundity and reproductive output of the speckled swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818) (Brachyura, Portunidae). *Crustaceana*, 73(9): 1121-1137.
- Pinheiro, M.A.A.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1996. Distribution patterns of the swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818) (Crustacea, Brachyura, Portunidae), in Fortaleza Bay, Ubatuba, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 56(4): 705-716.
- Pinheiro, M.A.A., Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1997. Dimensionamento e sobreposição de nichos ecológicos dos portunídeos (Crustacea, Decapoda, Brachyura), da Enseada da Fortaleza, Ubatuba, SP. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(2): 371-378.
- Pita, J.B.; Severino-Rodrigues, E.; Graça-Lopes, R. & Coelho, J.A.P. 1985a. Levantamento da família Portunidae (Crustacea, Decapoda, Brachyura) no Complexo Baía-Estuário de Santos, S. Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12(3): 153-162.
- Pita, J.B.; Severino-Rodrigues, E.; Graça-Lopes, R. & Coelho, J.A.P. 1985b. Observações bioecológicas sobre o siri *Callinectes danae* Smith, 1869 (Crustacea, Portunidae) no Complexo Baía-Estuário de Santos, S. Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12(4): 35-43.
- Rivera, A.; Santiago, K.; Torres, J.; Sastre, M.P. & Rivera, F.F. 1999. Bacteria associated with hemolymph in the crab *Callinectes bocourti* in Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, 64(3): 543-548.
- Rocha, M.S.P.; Mourão, J.S.; Souto, W.M.S.; Barboza, R.R.D. & Alves, R.R.N. 2008. O uso dos recursos pesqueiros no estuário do rio Mamanguape, estado da Paraíba, Brasil. *Interciência*, 33(12): 903-909.
- Rodríguez, B.D.G. 1982. Los cangrejos de La familia Portunidae (Decapoda: Brachyura) del Caribe Colombiano. *Instituto de Investigación Marinha de Punta de Betín*, 12: 137-184.
- Roedel, T. 2009. Carcinofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão-sete-barbas na Armação de Itapocoroy, Penha, SC: Avaliação e Gestão. Dissertação de

- Mestrado, Universidade Vale do Itajaí, UNIVALI: 89p.
- Santos, C.R.M. & D’Incao, F. 2004. Crustáceos no cerrito Ariano Souza, Rio Grande, Rio Grande do Sul e distribuição de *Callinectes sapidus* (Brachyura: Portunidae). Iheringia, Série Zoologia, 94(1): 73-76.
- Santos, S. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1999. Reproductive cycle of the swimming crab *Portunus spinimanus* Latreille (Crustacea, Decapoda, Brachyura) from Ubatuba, São Paulo, Brazil. Revista Brasileira de Zoologia, 16(4): 1183-1193.
- Santos, S.; Negreiros-Fransozo, M.L. & Fransozo, A. 1994. The distribution of the swimming crab *Portunus spinimanus* Latreille, 1819 (Crustacea, Brachyura, Portunidae) in Fortaleza Bay, Ubatuba, SP, Brazil. Atlântica, 16: 125-141.
- Santos, S.; Rieger, P.J.; Viera, R.R.R. & Barutot, R.A. 2000. Composição e distribuição dos Crustacea (Decapoda) na Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 17(1): 213-223.
- Santos, M.C.F.; da Silva, C.G.M. & Almeida, L. 2009. Aspectos da biologia populacional do siri *Callinectes ornatus* (Ordway, 1863) (Crustacea, Portunidae), espécie acompanhante da pesca de camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae), no município de Caravaleas (Bahia – Brasil). Boletim Técnico Científico CEPENE, 17(1): 77-87.
- Santos, W. 2013. Dinâmica populacional do siri azul *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda: Portunidae) na enseada de Balneário Camboriú, SC, Brasil. Rio Grande, 46p. (Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande – FURG).
- Sartor, S.M. 1989. Composição e distribuição dos Brachyura (Crustacea, Decapoda), no litoral norte do Estado de São Paulo. São Vicente, SP. 197p. (Tese de Doutorado, não publicada, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo (IO/USP).
- Sastre, M.P.; Reyes, P.; Ramos, H.; Romero, R. & Rivera, J. 1999. Heavy metal bioaccumulation in Puerto Rican blue crabs (*Callinectes spp*). Bulletin of Marine Science, 64(2): 209-217.
- Scalco, A.C.; Severino-Rodrigues, E.; Souza, M.R.; Fagundes, L.; Tutui, S.L.S. & Tomás, A.R.G. 2014. Captura de siris pela comunidade da Vila dos pescadores (Cubatão) no estuário de Santos-São Vicente (SP). Boletim do Instituto de Pesca, 40(3): 389-395.
- Serejo, C.; Young, P.S.; Cardoso, I.; Tavares, C.R. & Abreu, C.R.JR. 2006. Filo Arthropoda, Subfilo Crustacea. In: Lavrado, H.P. & Ignacio, B.L. (Eds), Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira. Museu Nacional, Rio de Janeiro, pp. 299-337.
- Severino-Rodrigues, E.; Pita, J.B. & Graça-Lopes, R. 2001. Pesca artesanal de siris (Crustacea, Decapoda, Portunidae) na região estuarina de Santos e São Vicente (SP), Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 27(1): 7-19.
- Severino-Rodrigues, E.; Guerra, D.S.F. & Graça-Lopes, R. 2002. Carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) desembarcada na Praia do Pereque, Estado de São Paulo, Brasil. Boletim do

- Instituto de Pesca, 28(1): 33-48
- Severino-Rodrigues, E.; Hebling, N.J. & Graça-Lopes, R. 2007. Biodiversidade no produto da pesca de arrasto-de-fundo dirigida ao lagostim, *Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903), desembarcado no litoral do estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto Pesca, São Paulo, 33(2): 171-182.
- Severino-Rodrigues, E.; Soares, F.C.; Graça-Lopes, R.; Souza, K.H. & Canéo, V.O.C. 2009. Diversidade e biologia de espécies de Portunidae (Decapoda, Brachyura) no estuário de Iguape, Ilha Comprida e Cananéia, São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 35(1): 47-60.
- Severino-Rodrigues, E.; Musiello-Fernandes, J.; Moura, A.A.S.; Branco, G.M.P. & Canéo, V.O.C. 2012. Biologia reprodutiva de fêmeas de *Callinectes danae* (Decapoda, Portunidae) no complexo estuarino-lagunar de Iguape e Cananéia (SP). Boletim do Instituto de Pesca, 38(1): 31-41.
- Severino-Rodrigues, E.; Musiello-Fernandes, J.; Moura, A.A.S.; Geisa M.P.; Branco, G.M.P.; Victor O.C. & Canéo, V.O.C. 2013. Fecundity, reproductive seasonality and maturation size of *Callinectes sapidus* females (Decapoda: Portunidae) in the Southeast coast of Brazil. Revista de Biologia Tropical, 61(2): 595-602.
- Severino-Rodrigues, E.; Graça-Lopes, R. & Furquim, L.G. 2015 Aportes a carcinofauna acompanhante da pesca do lagostim, *Metanephrops rubellus* no litoral sudeste-sul do Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 41(3): 591-606.
- Sforza, R.; Nalesso, R.C. & Joyeux, J.C. 2010. Distribution and population structure of *Callinectes danae* (Decapoda: Portunidae) in a tropical Brazilian estuary. Journal of Crustacean Biology, 30(4): 597-606.
- Spiridonov, V.A.; Neretina, T.V.; Schepetov, D. 2014. Morphological characterization and molecular phylogeny of Portunoidea Rafinesque, 1815 (Crustacea Brachyura): Implications for understanding evolution of swimming capacity and revision of the family-level classification. Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology, 253(5): 404-429.
- Silva, J.R.R. & Almeida, Z.S. 2002. Zoneamento vertical dos crustáceos bentônicos em substratos inconsolidados do manguezal do Quebra-Pote na Ilha de São Luís, Maranhão – Boletim Técnico Científico Brasileiro CEPENE, 10(1): 125-143.
- Soares, L.S.H. & Apelbaum, R. 1994. Atividade alimentar diária da cabrinha *Prionotus punctatus* (Teleostei: Triglidae) do litoral de Ubatuba, Brasil. Boletim do Instituto Oceanográfico, 42(1/2): 85-98.
- Soto, L.A. 1984. Deep-water brachyuran crabs of the straits of Florida (Crustacea, Decapoda). Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Disponível em: <<http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1986-1/articulo197.html>>. [Acessado em 13/10/2016]
- Souza-Carvalho, E.A.; Carvalho, F.L. & Couto, E.C.G. 2011. Maturidade sexual em *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) no litoral de Ilhéus, BA, Brasil. Papéis Avulsos de Zoologia, 51(24): 367-372.
- Souza, J.A.F. 1997. Brachyura da plataforma meridional do Rio Grande do Sul, Brasil

- (Crustacea, Decapoda). Nauplius, 5(2): 33-58.
- Stoner, A.W. & Buchanan, B.A. 1990. Ontogeny and overlap in the diets of four tropical *Callinectes* species. Bulletin of Marine Science, 46(1): 3-12.
- Tavares, M. 2002. True Crabs. In: K.E. Carpenter (ed.). The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic. Volume I. p. 327-352. Rome: FAO.
- Teixeira, R.L. & Sá, H.S. 1998. Abundância de macrocrustáceos decápodos nas áreas rasas do complexo lagunar Mundaú/Manguaba, AL. Revista Brasileira de Biologia. 58(3): 393-494.
- Tudesco, C.C.; Klôh, A.; Vignoli, G. & Di Benedetto, A.P.M. 2007. Biologia populacional de *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Crustacea, Portunidae) no norte do Rio de Janeiro. In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu – MG, 1-2p.
- Turner, H.V.; Wolcott, D.L.; Wolcott, T.G. & Hines, A.H. 2003. Post-mating behavior, intramolt growth, and onset of migration to Chesapeake Bay spawning grounds by adult female blue crabs, *Callinectes sapidus* Rathbun. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 295: 107-130.
- Vasques, R.R.; Tonini, W.C.T.; Cuevas, J.M.; Santos, D.F.; Faria, T.A.; Falcão, F.C.; Simões, D.R.; Batista, R.L.G. & Couto, E.C.G. 2011. Utilização das áreas de manguezais em Taipús de Dentro (Maraú, Sul da Bahia). Revista da Gestão Costeira Integrada 11(2): 155-161.
- Venable, K. 2004. Photographic guide to the freshwater and terrestrial crabs of Dominica. Dominica Study Abroad. 34p.
- Viana, G.F.S.; Ramos-Porto, M.; Santos, M.C.F.; Silva, K.C.A.; Cintra, I.H.A.; Cabral, E.; Torres, M.F.A. & Acioli, F.D. 2003. Caranguejos coletados no Norte e Nordeste do Brasil durante o Programa REVIZEE (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Bol. Técn. Cient. CEPENE, 11(1): 117-144.
- Zara, F.J.; Reigada, A.L.D.; Domingues-Passer, L.F. & Toyama, M.H. 2009. *Myzobdella platensis* (Hirundinida: Piscicolidae) is true parasite of blue crabs (Crustacea: Portunidae). Journal of Parasitology, 95(1): 124-128.
- Williams, A.B. 1974. The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapoda: Portunidae). Fishery Bulletin, 72(3): 685-798.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters and crabs of Atlantic coast of Eastern United States, Maine to Florida. Washington, Smithsonian Institution Press, 550p.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Achelous gibbesii* (Stimpson, 1859)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Achelous gibbesii* (Stimpson, 1859) se distribui no Atlântico Ocidental, desde Massachusetts (EUA) até o Maranhão (Brasil). Vive em fundos de areia, lama e conchas, em baías e estuários, desde águas rasas até 393 m. Não foram identificadas ameaças no Brasil. Desta forma, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Achelous ordwayi* (Stimpson, 1860)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Achelous ordwayi* (Stimpson, 1860) tem distribuição no Atlântico Ocidental, desde a costa leste dos Estados Unidos até o Brasil (desde o Amapá até o Rio Grande do Sul e Fernando de Noronha). Habita fundos de areia, cascalho, conchas e corais, desde águas rasas até 284 m. Não são identificadas ameaças direcionadas à espécie. Portanto, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Achelous rufiremus* (Holthuis, 1959)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Achelous rufiremus* (Holthuis, 1959) se distribui no Atlântico Ocidental desde as Guianas até o Maranhão, e São Paulo. Habita fundos de lama, conchas, corais ou de areia, em profundidades de 20 a 70 m. Espécie circalitoral. Não são conhecidas ameaças direcionadas à espécie. Portanto, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Achelous spinicarpus* (Stimpson, 1871)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Achelous spinicarpus* (Stimpson, 1871) é uma espécie abundante, com ampla distribuição no Atlântico Ocidental, sendo encontrada da Carolina do Norte (EUA) até o Uruguai. No Brasil, ocorre do Amapá ao Rio Grande do Sul. Habita fundos de areia, cascalho, coral, cascalho conchífero ou lama. A espécie ocorre desde águas rasas até os 690 m de profundidade. Não foram encontradas ameaças significativas sobre a espécie. Portanto, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Achelous spinimanus* (Latreille, 1819)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Achelous spinimanus* (Latreille, 1819) apresenta ampla distribuição no Atlântico Ocidental, ocorrendo desde New Jersey (EUA) ao Uruguai. No Brasil, existem registros do Amapá ao Rio Grande do Sul. Habita águas salobras de canais

e baías com fundos de areia, lama e cascalho conchífero. A espécie ocorre desde o entremarés até 90 m de profundidade, entretanto, seu nicho ecológico, é restrito quando comparado a outras espécies de siris. Embora a espécie seja impactada pela pesca dirigida ou incidental, considerando a ampla distribuição geográfica, crescimento rápido, e alta fecundidade, esta foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Achelous tumidulus* Stimpson, 1871**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Achelous tumidulus* Stimpson, 1871 se distribui no Atlântico Ocidental, desde Bermuda, Flórida, Golfo do México, Antilhas, Guianas e Brasil (Amapá a São Paulo). Habita fundos arenosos, coralíneos, rochosos, de lama ou de algas calcárias; do entremarés até 85 m de profundidade. Devido ao pequeno porte a espécie não é alvo de captura para fins comerciais, não sendo identificadas quaisquer outras ameaças específicas relevantes. Portanto, a espécie foi categorizada como Menos preocupante (LC).

***Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818) se distribui no Atlântico Ocidental desde Massachusetts até Carolina do Norte, Bermudas, Flórida, Golfo do México, Antilhas, Colômbia, Venezuela, Brasil (do Ceará ao Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina. Ocorre da zona das entremarés até 70 m de profundidade. Raramente encontrada em estuários ou lagoas interiores. A espécie ocorre em maior abundância em águas costeiras rasas, principalmente na zona de arrebentação das ondas, onde se enterra no sedimento. As ameaças identificadas para a espécie não foram consideradas expressivas, sendo, portanto, categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Calilinetes bocourti* A. Milne-Edwards, 1879**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Calilinetes bocourti* A. Milne-Edwards, 1879 se distribui no Atlântico Ocidental, desde a Flórida (EUA) até Rio Grande do Sul (Brasil). A espécie é frequentemente encontrada em águas estuarinas rasas, de baixa salinidade e suporta ambientes poluídos. Encontrada associada a *C. sapidus*. Podem ocorrer também em fundos de areia, lama conchas ou rochas, desde áreas rasas na zona entremarés até 20 m de profundidade. Não foram verificadas ameaças significativas, portanto, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Callinectes danae* Smith, 1869**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Callinectes danae* Smith, 1869, tem distribuição no Atlântico

Ocidental, de Bermuda, Flórida, Golfo do México, Antilhas, Colômbia, Venezuela, Brasil (Pará ao Rio Grande do Sul) e Argentina. Ocorre desde águas salobras até hipersalinas, em manguezais e estuários lamosos; praias arenosas e mar aberto, da zona entremarés até 75 m de profundidade. A espécie é capturada como fauna acompanhante das pescarias dos camarões sete-barbas e rosa, bem como o uso de artes fixas, tais como puçás iscados ou espinhel, embora essas atividades não configurem ameaça significativa à espécie. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

***Callinectes exasperatus* (Gerstaecker, 1856)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Callinectes exasperatus* (Gerstaecker, 1856) se distribui no Atlântico Ocidental, desde Bermuda até Santa Catarina (Brasil). É considerada uma espécie naturalmente pouco abundante em relação aos demais Portunídeos do gênero *Callinectes*. Ocorre em águas salgadas e estuarinas rasas, desde a zona entremarés até 35 m de profundidade. Embora a espécie seja capturada para fins comerciais, não há indícios de redução da população. Desta maneira, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Callinectes marginatus* (A. Milne-Edwards, 1861)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Callinectes marginatus* (A. Milne-Edwards, 1861) se distribui no Atlântico Ocidental, desde a Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Bermuda, Antilhas, Colômbia, Venezuela e Brasil (do Pará até São Paulo). Habita desde a zona entremarés até 25 m de profundidade, em fundos de areia e lama, periferia de manguezais, também em águas salobras, raramente em mar aberto. É considerada uma espécie naturalmente pouco abundante em relação aos demais Portunídeos do gênero *Callinectes*. Não existem indícios de redução populacional, sendo a única informação sobre pesca ocorre na Bahia. Não foram identificadas outras ameaças direcionadas à espécie, portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Callinectes ornatus* Ordway, 1863**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 se distribui no Atlântico Ocidental, desde a Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Antilhas, Colômbia, Venezuela, Guianas e Brasil (do Amapá ao Rio Grande do Sul). Vive em fundos de areia, lama ou conchas, próximos à desembocadura de rios e baías, desde a região entremarés até 75 m de profundidade, associado à áreas de maior salinidade. É considerada uma espécie abundante em relação aos demais portunídeos do gênero *Callinectes*. Não existem indícios de redução populacional. A espécie é capturada como fauna acompanhante das pescarias dos camarões sete-barbas e rosa, embora

essas atividades não configurem ameaça significativa à espécie. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

***Callinectes sapidus* Rathbun, 1896**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 se distribui no Atlântico Ocidental, desde a costa dos Estados Unidos até a Argentina, sua introdução é reportada no Atlântico Oriental, mar do Norte, Mar Mediterrâneo, Mar Adriático, Mar Negro, e na região do Indo-Pacífico (Japão). No Brasil, de modo geral, não constitui espécie-alvo de grandes pescarias, contudo é importante para pesca artesanal no interior de estuários, sendo explorada comercialmente principalmente nas regiões sudeste e sul, nas regiões costeiras pode ser capturado pela pesca de arrasto de camarões como fauna acompanhante, sendo devolvidos ao mar geralmente mortos. Não existem dados de captura suficientes para estimar o impacto dessas capturas na população de *C. sapidus*. Coleta de informações de captura e pesquisas voltadas a biologia pesqueira da espécie bem como o conhecimento do nível de degradação das áreas onde habita são necessárias para a alteração da condição Dados insuficientes (DD).

***Coenophthalmus tridentatus* A. Milne-Edwards, 1879**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Coenophthalmus tridentatus* se distribui no Atlântico Ocidental, no Brasil, Uruguai e Argentina. No Brasil, ocorre do Rio de Janeiro até Rio Grande do Sul. Ocorre na plataforma continental, de 15 a 50 m de profundidade, em bancos de ostras e fundos de lama. A espécie esta associada à presença de águas frias. Não foram identificadas ameaças direcionadas à espécie, portanto, foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Cronius ruber* (Lamarck, 1818)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Cronius ruber* (Lamarck, 1818) se distribui no Atlântico Ocidental, de Nova Jersey ao sul da Flórida, Golfo do México, Antilhas, América Central, norte da América do Sul, Guianas e Brasil (Amapá até Rio Grande do Sul), bem como no Atlântico Oriental, do Senegal até Angola. A espécie habita águas rasas, sendo normalmente encontrada associada a diversos substratos, especialmente em fundos de cascalho do sublitoral, embora existam registros em profundidades de até 100 m. Embora alguns autores mencionem declínio populacional dessa espécie ao longo da costa brasileira, associando este fato ao aumento populacional da espécie exótica *Charybdis hellerii*, não existem ainda estudos que dêem respaldo a tal hipótese. Pelo exposto, a espécie foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Laleonectes vocans* (A. Milne-Edwards, 1878)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Laleonectes vocans* (A. Milne-Edwards, 1878) se distribui no Atlântico Central, Ilhas da Ascensão; Atlântico Oriental, Ilha da Madeira, Cabo Verde, São Tomé e Príncipe, e Annobon; Atlântico Ocidental, Golfo do México, Antilhas e Brasil (da Bahia ao Rio de Janeiro). A espécie ocorre em corais e fundos de conchas quebradas, entre 40 e 310 m profundidade. Não foram identificadas ameaças específicas. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

Ovalipes trimaculatus* (De Haan, 1833)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Ovalipes trimaculatu* se distribui no Atlântico Oriental, África do Sul; no Indo- Pacífico Sul e Pacífico Oriental, no Peru e Chile; e no Atlântico Ocidental, no Brasil (de São Paulo até o Rio Grande do Sul), Uruguai, Argentina. Vive em fundos arenosos, eventualmente em lama ou concha. Espécie agressiva, geralmente enterra-se na areia para se defender. Não foram identificadas ameaças específicas. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

Portunus anceps* (Saussure, 1858)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Portunus anceps* (Saussure, 1858) se distribui no Atlântico Central, na Ilha de Ascensão; e no Atlântico Ocidental, desde a Carolina do Norte até o Brasil (do Amapá até São Paulo). Vive principalmente em fundos de areia, mas também em lama, conchas e substratos duros e em recifes de corais, desde águas rasas até 103 m, usualmente ente 0 e 20 m. Não foram identificadas ameaças específicas. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

Portunus ventralis* (A. Milne-Edwards, 1879)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: *Portunus ventralis* (A. Milne-Edwards, 1879) se distribui no Atlântico Ocidental, na Geórgia, Flórida, Golfo do México, Antilhas, Venezuela e Brasil (Atol das Rocas, Rio Grande do Norte até São Paulo). Vive em fundos de areia, em praias arenosas ou na superfície de águas mais profundas. Habita desde a zona entremarés até os 40 m de profundidade. Também pode ocorrer em poças de maré. Não foram identificadas ameaças específicas. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



Achelous gibbesii (Stimpson, 1859)
Foto: Gustav Paulay



Achelous ordwayi (Stimpson, 1860)
Foto: Adilson Fransozo



Achelous spinicarpus (Stimpson, 1871)
Foto: Adilson Fransozo



Achelous spinimanus (Latreille, 1819)
Foto: Adilson Fransozo



Achelous spinicarpus (Stimpson, 1871)
Foto: Adilson Fransozo



Arenaeus cribrarius (Lamarck, 1818)
Foto: Marcelo Pinheiro

Prancha II

***Callinectes bocourti* A. Milne-Edwards, 1879**
Foto: P. W. Fofonoff et al. (2003)



***Callinectes danae* Smith, 1869**
Foto: Adilson Fransozo



***Callinectes exasperatus* (Gerstaecker, 1856)**
Foto: J. Poupin



***Callinectes marginatus* (A. M.-Edwards, 1861)**
Inventário: lot JL1232, MNHN IU-2013-6817
Foto: Poupin & Corbari



***Callinectes ornatus* Ordway, 1863**
Foto: Adilson Fransozo



***Callinectes sapidus* Rathbun, 1896**
Foto: J. Caripe

Prancha III



Coenophthalmus tridentatus A. M.-Edwards, 1879
Foto: Share-Alike (2014)



Cronius ruber (Lamarck, 1818)
Foto: Adilson Fransozo



Laleonectes vocans (A. Milne-Edwards, 1878)
Inventário: MNHN-IU-2013-18958
Foto: L. Corbari



Ovalipes trimaculatus (De Haan, 1833)
Foto: Adilson Fransozo



Portunus anceps (Saussure, 1858)
Fonte: <http://crustiesfroverseas.free.fr>



Portunus ventralis (A. Milne-Edwards, 1879)
Foto: Adilson Fransozo

CAPÍTULO 27

AVALIAÇÃO DOS CAMARÕES SICIONIÍDEOS (DECAPODA: SICYONIÍDAE)

Rogério C. Costa & Sabrina M. Simões

Palavras-chave: ameaça, camarão-rocha, extinção, impacto, Sicyoniidae.

Introdução

Sicyoniidae Ortmann, 1898, é uma das cinco famílias incluídas dentre os camarões Penaeoidea Rafinesque, 1815 (Pérez-Farfante & Kensley, 1997). Esta família é composta apenas pelo gênero *Sicyonia* H. Milne Edwards, 1830. As 52 espécies descritas são exclusivamente marinhas e estão distribuídas mundialmente em áreas tropicais e subtropicais dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico. Nas Américas, existem registros de 21 espécies, sendo 9 para a costa Atlântica (Pérez-Farfante & Kensley, 1997; de Grave & Franssen, 2011). Já para a costa brasileira, 6 espécies foram catalogadas: *Sicyonia burkenroadi* Cobb, 1971, *S. olgae* Pérez-Farfante, 1980, *S. dorsalis* Kingsley 1878, *S. typica* (Boeck, 1864), *S. laevigata* Stimpson, 1871 e *S. parri* (Burkenroad, 1934). Durante as oficinas sobre o estado de conservação dos crustáceos do Brasil realizadas em 2010 e 2013, somente essas últimas 4 espécies foram avaliadas. Essas espécies avaliadas são as mais abundantes no sudeste e apenas *S. parri* não tem registro para o sul do Brasil (D’Incao, 1995; Costa et al., 2003).

Todos os Sicyoniidae apresentam um exoesqueleto muito rígido e robusto e, por esse motivo, são chamados vulgarmente de camarão rocha, camarão da pedra, *rock shrimp*, *camaron de piedra* ou *camaron de roca* (Pérez-Farfante, 1985; D’Incao, 1995). Seus representantes se distribuem na plataforma continental em profundidades menores do que 200 m. Há relatos da captura de *S. olgae* nos 622 m e de *S. burkenroadi* nos 585 m, porém a captura dessas espécies no Brasil se dá até os 100 m (D’Incao, 1995; Costa et al., 2005).

As principais diagnoses para essa família são: rostro curto, sem ultrapassar o fim da margem do pedúnculo antenular; ausência de espinho pós-orbital; carapaça com espinhos na margem dorsal e espinho hepático bem desenvolvido; ausência

de endopoditos do 3° ao 5° pleópodos; ausência de exópodos nos pereópodos e nos 2° e 3° maxilípedes; abdome marcado por sulcos transversais; télson com um par de espinhos fixos na margem subterminal; téllico e petasma fechados. Presença de dentes dorsais e usualmente os apicais no rostro também são usados para diferenciarem dos demais camarões Penaeoidea (D’Incao, 1995; Pérez-Farfante & Kensley, 1997).

Sicyonia brevirostris Stimpson, 1871, possui interesse econômico nas regiões entre a Carolina do Norte e a Flórida, nos Estados Unidos, e no Golfo do México (Pérez-Farfante, 1985). No Brasil, os sicionídeos não são visados comercialmente devido ao pequeno tamanho e ao exoesqueleto rígido e, portanto, são descartados durante as pescarias dos camarões Penaeidae. Durante a pesca dirigida ao camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) até os 30 metros de profundidade, no sudeste e sul do Brasil, *S. dorsalis* é a espécie mais capturada entre os outros representantes da família (Graça Lopes et al., 2002; Severino-Rodrigues et al., 2002; Branco & Fracasso, 2004; Costa et al., 2016). Por outro lado, *S. typica* é o sicionídeo mais frequente da carcinofauna acompanhante da pesca de dirigida aos camarões-rosa (*Farfantepenaeus* spp.), em regiões marinhas acima dos 30 metros (Keunecke et al., 2007).

As publicações envolvendo os demais sicionídeos ocorrentes no Brasil são praticamente inexistentes. A captura de *Sicyonia laevigata* é extremamente esporádica (Costa et al., 2000; Costa, 2002; Pantaleão et al., 2016). Costa et al. (2000) e Costa (2002) relataram a presença de 12 exemplares de *S. laevigata* na costa paulista e Pantaleão et al. (2016) notaram a ocorrência de apenas 1 exemplar na costa macaense/RJ, em um total de dois anos de coletas, totalizando um esforço amostral de aproximadamente 3 horas mensais. Existe apenas um registro de *S. parri* nos últimos 20 anos de estudos científicos sobre a biodiversidade de Penaeoidea, sendo que a única captura ocorreu na região de Ubatuba/SP (Costa et al., 2000). Ambas espécies acima, juntamente com *S. burkenroadi* e *S. olgae*, foram registradas em trabalhos que objetivaram a revisão taxonômica (D’Incao, 1995) e filogenética por meio de ferramentas morfológica e molecular (Rossi, 2016). Os espécimes catalogados no Brasil foram depositados em grandes museus brasileiros (MNRJ e MZUSP). No caso *S. burkenroadi*, D’Incao (1995) encontrou apenas um exemplar catalogado para o Brasil.

Distribuição Geográfica

Exceto *S. laevigata*, que também ocorre no Pacífico, todas as outras espécies avaliadas ocorrem amplamente no Atlântico Ocidental. *Sicyonia dorsalis* se distribui desde o Cabo Hatteras, Carolina do Norte (USA) até o Brasil (Amapá até Santa Catarina), incluindo o Caribe; *S. typica* ocorre nos Estados Unidos (Carolina do Norte) até o Brasil (Amapá ao Rio Grande do Sul); *S. laevigata* se distribui nos

Estados Unidos (Beaufort, Carolina do Norte) até o Brasil (Amapá até Rio Grande do Sul) e no Pacífico Oriental do México (Mazatlan) ao Panamá (Golfo do Panamá) e *S. parri* ocorre nos Estados Unidos (Carolina do Norte) até o Brasil (Maranhão até São Paulo) (D’Incao, 1995; Pérez-Farfante & Kensley, 1997; Costa et al., 2003).

Habitat e Ecologia

Os camarões dessa família, assim como os demais Penaeoidea, não incubam os ovos. Esses são fertilizados diretamente na água, cuja larva nauplius é a primeira a eclodir. Todos os estágios larvais, desde o nauplius até o decapodito (pós-larvas), são livres natantes (Bauer & Rivera Vega, 1992; Martin et al., 2014). Já os juvenis e adultos são bentônicos e apresentam a maior atividade no período noturno, pois durante o dia se enterram como forma de evitar a predação. De acordo com a literatura, possuem ciclo de vida totalmente independente da região estuarina (Bauer, 1985; Pérez-Farfante, 1985; Bauer & Rivera-Vega, 1992; Costa et al., 2005; Castilho et al., 2008a,b).

No Brasil, os estudos envolvendo a ecologia de *S. parri* e *S. laevigata* são raros. Os que existem, relatam a ocorrência ou abundância em trabalhos envolvendo a carcinofauna ou a estrutura da comunidade de camarões (ver introdução geral). Com isto, informações preferenciais das espécies em relação aos fatores ambientais são mais pontuais ou estão contidas em etiquetas dos materiais depositados em museus. Por exemplo, durante coletas realizadas pelo programa REVIZEE NE III (1998), *S. laevigata* foi registrada no Piauí e no Ceará, onde 12 indivíduos foram capturados em 3 estações com profundidades de 19-50 m, cujos substratos eram compostos por areia grossa e cascalho biogênico e as temperaturas variavam entre 28 a 30°C (Coelho Filho, 2006). Esse mesmo autor relatou a presença de 3 indivíduos de *S. parri* no Ceará, nos 22 m de profundidade, temperatura de 29°C e substratos compostos por areia grossa. No litoral norte paulista, foram 12 indivíduos de *S. laevigata* e 1 de *S. parri*, registrados até o momento com estudos realizados nos últimos 20 anos (Costa et al., 2000; Costa, 2002; Fransozo et al., 2002), e 1 exemplar em Macaé/RJ, durante 2 anos de amostragens mensais (Pantaleão et al., 2016). Segundo Costa (2002), no litoral paulista, essas duas espécies foram capturadas em profundidades entre 8 e 10 metros com sedimentos compostos pela associação de areia média, fina e lamosa e salinidades médias entre 33 e 35.

D’Incao (1995) verificou as coleções em museus e observou que *S. laevigata* e *S. parri* foram capturadas em diversos tipos de substratos, sendo que *S. laevigata* aparece com maior ocorrência em substratos mais duros com conchas e raramente com lama. Em contrapartida, *S. parri* foi registrada em locais mais lamosos. Por outro lado, ao norte de Porto Rico, Bauer (1985) verificou que ambas as espécies são comuns em bancos de algas (seagrass) dos gêneros *Thalassia* e *Halodule* e são as mais abundantes dentre os Penaeoidea capturados, principalmente, no período noturno,

sendo que, dos 7.500 exemplares capturados, 85% pertenciam a elas. A ausência desses bancos de algas, principalmente nas regiões sudeste e sul brasileiras, pode limitar a presença desses e, provavelmente, de outros sicionídeos.

De acordo com a literatura, o tipo de sedimento e a temperatura estão entre as mais importantes variáveis que modulam a distribuição ecológica dos camarões pedra *S. typica* e *S. dorsalis* (Costa et al., 2005; Pralon, 2012). Costa et al. (2005) e Castilho et al. (2008a) relataram a predominância de *S. dorsalis* nas profundidades de 5 a 10 metros em Ubatuba; essa distribuição foi fortemente influenciada por sedimento fino. A maior ocorrência de *S. typica* foi verificada em locais mais abrigados da baía de Ubatuba e profundidades de 30 a 40 metros, locais nos quais o sedimento era composto por uma grande quantidade de lama (Pralon, 2012).

Além disso, notou-se um maior número de *S. typica* durante o inverno, período de baixos valores médios de temperatura de fundo e altos valores de salinidade (Pralon, 2012). Castilho et al. (2008a) que relatou predominância de *S. dorsalis* em áreas rasas (<25m) principalmente na primavera em duas regiões do litoral norte paulista próximas (Ubatuba e Caraguatatuba). Os autores atribuíram que os deslocamentos para tais áreas foram a partir da diminuição dos valores de temperatura de fundo devido influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), a qual se torna mais acentuada a partir da primavera até o verão. Silvestre (2015) também averiguou predominância da espécie no inverno e primavera, conferindo a essas estações baixas temperaturas (18 - 22°C) juntamente com maior quantidade de matéria orgânica. Costa et al. (2005a) relatou maior abundância na primavera e no verão, justificando que a ACAS promove a queda da temperatura, provocando o deslocamento dos camarões em direção à costa.

Biologia Geral

Os camarões sicionídeos são de pequeno porte, principalmente para aqueles de regiões tropicais. No Brasil, três estudos populacionais foram efetuados com representantes de *S. dorsalis* e *S. typica*. Castilho et al. (2008) coletaram *S. dorsalis* na região de Ubatuba/SP (Tropical/Subtropical) e verificaram que as fêmeas apresentavam tamanho da carapaça de 3,2 a 19,5 mm CC ($9,4 \pm 1,7$ mm) e os machos de 3,5 a 14,4 mm CC ($7,0 \pm 1,8$ mm). Ainda no litoral paulista, porém em Cananéia (litoral sul), Silvestre (2015) registrou valores médios de tamanhos similares, ou seja, fêmeas de *S. dorsalis* com comprimento entre 4,4 a 14,5 mm CC ($9,1 \pm 1,5$ mm) e machos com 4,4 a 10,1 mm ($6,8 \pm 1,19$ mm). Por outro lado, Pralon (2012) investigou a população de *S. typica* na região de Ubatuba/SP e encontrou uma amplitude para fêmeas de 5,3 a 20,0 mm CC ($12,28 \pm 2,57$ mm) e os machos entre 4,8 a 18,4 mm CC ($10,62 \pm 2,28$ mm).

Os parâmetros populacionais para os machos são bem mais escassos, pois sua captura é muito pequena em relação às fêmeas. Para *S. typica*, a proporção sexual

não é tão discrepante, sendo 1 fêmea para 0,6 machos, num total de 399 indivíduos amostrados até os 45 metros de profundidade (Pralon, 2012). Já para *S. dorsalis*, essa diferença é bem maior, sendo 1 fêmea para 0,12 machos, num total de 4820 indivíduos capturados no litoral norte paulista (Castilho et al., 2008b), e 1 fêmea para 0,08 machos em Cananéia/SP, para um total de um total de 1131 camarões (Silvestre, 2015). Em contrapartida, Bauer (1992) capturou uma proporção praticamente similar entre os sexos (1:1) para os camarões *S. parri* e *S. laevigata*. No entanto, nesse estudo Bauer amostrou manualmente no seagrass (bancos de algas) com redes do tipo puçás. Já os estudos citados anteriormente no litoral paulista, a amostragem foi com barco camaroneiro equipado com redes de arrasto. Algumas hipóteses já foram inferidas para a razão sexual ser diferente de 1:1, tendendo para as fêmeas. Uma hipótese seria que como o tamanho dos machos é sempre menor do que das fêmeas, eles escapariam com maior facilidade das redes (Castilho et al., 2008b); a outra hipótese seria em relação ao comportamento reprodutivo, no qual as fêmeas copulam com mais de um macho (fêmea poliândrica), fato observado em *S. dorsalis*, em condições laboratoriais (Bauer, 1996). A mortalidade natural diferencial entre os sexos também não pode ser descartada (Costa et al., 2010).

Tanto as espécies *S. parri* e *S. laevigata* estudadas por Bauer (1992) na costa norte de Porto Rico, como *S. dorsalis* e *S. typica* investigadas no litoral norte paulista por Castilho et al. (2008b) e Pralon (2012), apresentam períodos reprodutivos e recrutamento contínuos, típico de reprodução de espécies tropicais. As espécies citadas acima, com exceção a *S. typica*, pela ausência de informações, possuem picos de recrutamento após 2 a 3 meses dos picos de desova. Em contrapartida no litoral sul paulista, Silvestre (2015) verificou para *S. dorsalis* uma sazonalidade reprodutiva com uma maior intensidade de desova na primavera e inverno. Bauer (1992) ao comparar espécies de sicionídeos em diferentes latitudes, verificou a tendência de reprodução continua nos trópicos, como é o caso de *S. parri* e *S. laevigata*, contrapondo com uma sazonalidade marcante observado para *S. brevis* em uma região do Golfo do México considerada subtropical. Portanto, esse paradigma do efeito latitudinal poderia ser aplicado a *S. dorsalis* ao comparar o litoral norte paulista (Tropical) com o sul paulista (subtropical).

A maturidade morfológica de 10,0 mm CC foi estimada para *S. typica*, enquanto que a maturidade sexual em que 50% (L_{50}) da população encontram-se adultas foi 10,1 para os machos e 12,2 para fêmeas (Pralon, 2012). Por outro lado, valores acima de 8,2 mm de CC foram considerados adultos para ambos os sexos de *S. dorsalis* (Castilho et al., 2008b). Bauer (1992) considerou valores $\geq 3,75$ mm CC para *S. laevigata* e $\geq 4,0$ mm CC para *S. parri* como indivíduos adultos.

A cópula e a inseminação dos sicionídeos ocorrem apenas quando as fêmeas passam por uma muda. Bauer (1996) observou um aumento de machos à procura de fêmeas, assim que estas passavam por uma muda. Demonstrou também que após de 3 semanas da muda, quando as espermatecas estavam totalmente cheias, houve um declínio na receptividade das fêmeas. Não há cópula na intermuda. Segundo

Bauer e Rivera Vega (1992), as fêmeas possuem um receptáculo seminal revestido por cutícula onde o esperma é estocado. Existe a necessidade de ocorrer uma muda para ocorrer a liberação do gameta para o meio externo.

Cook e Murphy (1965) relataram que o tempo estimado entre a desova, passando por todos os estágios larvais, até o pré-estabelecimento das pós-larvas é em torno de 1 mês para *S. brevis* no Golfo do México. Bauer e Rivera Vega (1992) propuseram que este período possa ser o mesmo de *S. parri* e *S. laevigata* na região de tropical de Porto Rico, quando estudaram a biologia reprodutiva e o recrutamento dessas espécies. Não há informações disponíveis para *S. dorsalis* e *S. typica*.

No Brasil, o tempo de vida de *S. dorsalis* foi investigado por Silvestre (2015), o qual encontrou uma longevidade de 489 dias (cerca de 16 meses) para as fêmeas amostradas no litoral sul paulista. Já em relação a *S. typica*, Pralon (2012) estimou uma longevidade de 1,01 ano (12 meses) para fêmeas coletadas no litoral norte de São Paulo. Na costa norte de Porto Rico, Bauer (1992) apontou uma longevidade de aproximadamente 6 a 8 meses para fêmeas de *S. parri* e *S. laevigata* que apresentavam um tamanho de, no máximo, 9 mm de CC.

Ameaças e Usos

As espécies de camarões-pedra não são exploradas comercialmente no Brasil devido ao pequeno tamanho e rigidez da carapaça, porém, principalmente *S. dorsalis* e *S. typica* são as mais abundantes na fauna acompanhante da pesca de arrasto das espécies comerciais como do camarão sete-barbas e dos camarões-rosa podem sofrer com uma possível diminuição de seus estoques. No caso de *S. laevigata* e *S. parri* ocorrem capturas esporádicas no Brasil. Entretanto, atualmente, estas não foram consideradas ameaças significativas que coloque a espécie em risco de extinção.

Ações de Conservação

Não existem medidas de conservação direcionadas a essas espécies. Indiretamente, o período de defeso dos camarões e as áreas de exclusões à pesca de arrasto de fundo beneficiam essas espécies.

Pesquisas Necessárias

Há uma lacuna nos estudos ecológicos e de dinâmica populacional, principalmente nas regiões nordeste e norte do Brasil, onde as capturas podem

ser mais representativas que as quatro espécies avaliadas aqui e por serem típicas de áreas tropicais. Estudos sobre o desenvolvimento larval são inexistentes. Provavelmente é possível que não se saiba qual a real riqueza das espécies ocorrentes no litoral brasileiro dado a escassez de estudos realizados até o momento.

Bibliografia

- Bauer, R.T. 1985. Penaeoid shrimp fauna from tropical seagrass meadows: Species composition, diurnal, and seasonal variation in abundance. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 98 (1): 177-190.
- Bauer, R.T. 1992. Testing generalizations about latitudinal variation in reproduction and recruitment patterns with sicyoniid and caridean shrimp species. *Invertebrate Reproduction and Development*, 22: 193-202.
- Bauer, R.T. 1996. A test of hypotheses on male mating systems and female molting in decapods shrimp, using *Sicyonia dorsalis* (Decapoda: Penaeoidea). *Journal of Crustacean Biology*, 16: 429-436.
- Bauer, R.T. & Rivera Vega, L.W. 1992. Pattern of reproduction and recruitment in two sicyoniid shrimps species (Decapoda: Penaeoidea) from a tropical seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161: 223-240.
- Branco, J.O. & Fracasso, H.A.A. 2004. Ocorrência e abundância da carcinofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea, Decapoda), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 295-301.
- Castilho A.L.; Furlan, M.; Costa, R.C & Fransozo, V. 2008a. Abundance and temporal-spatial distribution of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 (Decapoda, Penaeoidea) from the northern coast of São Paulo state, Brazil. *Senckenbergiana Maritima*, 38: 75-83.
- Castilho A.L.; Furlan, M.; Costa, R.C & Fransozo, V. 2008b. Reproductive biology of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* (Decapoda: Penaeoidea) from the southeastern coast of Brazil. *Invertebrate Reproduction e Development*, 52(2): 59-68.
- Cook, H.L. & Murphy, M.A. 1965. Early developmental stages of the rock shrimp, *Sicyonia brevirostris* reared in the laboratory. *Tulane Studies in Zoology*, 12: 109-127.
- Coelho-Filho, P.A. 2006. Checklist of the Decapods (Crustacea) from the outer continental shelf and seamounts from Northeast of Brazil — REVIZEE Program (NE III). *Zootaxa*, 1184: 1-27
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Mantelatto, F.L.M. & Castro, R.H. 2000. Occurrence of shrimp species (Natantia: Penaeidea: Caridea) in Ubatuba Bay, Ubatuba, SP, Brazil. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 113(3): 776-781.
- Costa, R.C. 2002. Biologia e distribuição ecológica das espécies de camarões

- Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) na região de Ubatuba (SP). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Botucatu (SP), 186 p.
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Melo, G.A.S. & Freire, F.A.M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-12.
- Costa, R.C.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2005. Ecology of the rock shrimp *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 (Crustacea: Sicyoniidae) in subtropical region of Brazil. *Gulf and Caribbean. Research*, 17: 49-56.
- Costa, R.C.; Carvalho-Batista, A.; Herrera, D.R.; Pantaleão, J.A.F.; Teodoro, S.S.A. & Davanso, T.M. 2016. Carcinofauna acompanhante da pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeuskroyeri* em Macaé, Rio de Janeiro, sudeste brasileiro, *Boletim do Instituto de Pesca*, 42(3): 1-13.
- D'Incao, F. 1995. Brazilian rock shrimps of the genus *Sicyonia* (Decapoda: Sicyoniidae). *Nauplius*, 3: 101-125.
- De Grave, S. & Fransen, C.H.J.M. 2011. Carideorum catalogus: the recent species of the dendrobranchiate, stenopodidean, procarididean and caridean shrimps. *Zoologische Mededelingen*, 89(5): 195-589.
- Fransozo, A.; Costa, R.C.; Mantelatto, F.L.M.; Pinheiro, M.A.A. & Santos, S. 2002. Composition and abundance shrimp species (Penaeoidea and Caridea) in Fortalesa bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil. In: Briones, E.E. e Alvarez F. (eds.), *Modern Approaches to the Study of Crustacea*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 117-123.
- Graça-Lopes, R.; Puzzi, A.; Severino-Rodrigues, E.; Bartolotto, A.S.; Guerra, D.S.F. & Figueiredo, K.T.B. 2002. Comparação entre a produção de camarão-sete-barbas e de fauna acompanhante pela frota de pequeno porte ediadana Praia de Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(2): 189-194.
- Keunecke, K.A., Vianna, M.; Fonseca, D.B. & D'Incao, F. 2007. The pink-shrimp trawling bycatch in the northern coast of São Paulo, Brazil, with emphasis on crustaceans. *Nauplius*, 15: 49-55.
- Martin, J.W.; Olesen, J. & Høeg, J.T. 2014. *Atlas of Crustacean Larvae*. Johns Hopkins University Press, Maryland, 370p.
- Pantaleão, J.A.F.; Carvalho-Batista, A.; Fransozo, A. & Costa, R.C. The influence of upwelling on the diversity and distribution of marine shrimp (Penaeoidea and Caridea) in two tropical coastal areas of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 763: 381-395.
- Pérez-Farfante, I. 1985. The rock shrimp genus *Sicyonia* (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in the eastern Pacific. *Fishery Bulletin*, 83(1): 1-79.
- Pérez-Farfante, I. & Kensley, B. 1997. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the world: keys and diagnoses for the families and genera. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 175: 1-233.
- Pralon, B.G.N. 2012. Dinâmica populacional do camarão pedra *Sicyonia typica*

- (Boeck, 1864) (Penaeoidea: Sicyoniidae) no litoral norte do Estado de São Paulo. Universidade Estadual Paulista. Botucatu (SP), Tese de Doutorado, 128p.
- Rossi, 2016. Estudo taxonômico e filogenético das espécies de camarão do gênero *Sicyonia* (Dendrobranchiata: Sicyoniidae), ocorrentes no continente Americano: dados morfológicos e moleculares. Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto (SP), Tese de Doutorado, 228p.
- Severino-Rodrigues, E.; Guerra, D.S. & Graça-Lopes, R. 2002. Carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) desembarcada na Praia do Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 28(1): 33-48.
- Silvestre, A.K.C. 2015. Dinâmica populacional do camarão *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 (Crustacea: Penaeoidea) no litoral de Cananéia, sul do estado de São Paulo. Universidade Estadual Paulista, Botucatu (SP), Dissertação de Mestrado, 78p.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Sicyonia dorsalis* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental e ocorre preferencialmente até os 30 m, podendo ser encontrada até os 60 m de profundidade. No Brasil é encontrada do Amapá à Santa Catarina. Embora seja capturada incidentalmente na pesca de arrasto de camarões, essa não foi considerada uma ameaça significativa à espécie. Portanto, *S. dorsalis* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Sicyonia typica* (Boeck, 1864)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Sicyonia typica* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental dos Estados Unidos ao Brasil, ocorrendo preferencialmente dos 30 a 60 m, podendo ser encontrada até os 100 m de profundidade. No Brasil é registrada do Amapá ao Rio Grande do Sul. Embora seja capturada incidentalmente na pesca de arrasto de camarões, essa não foi considerada uma ameaça significativa à espécie. Portanto, *S. typica* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Sicyonia laevigata* Stimpson, 1871**

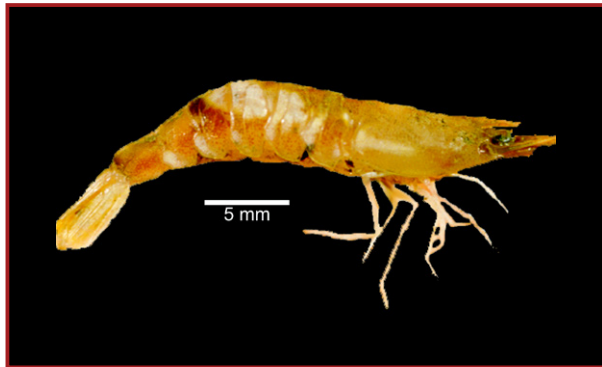
Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Sicyonia laevigata* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental (dos Estados Unidos até o Brasil) e no Pacífico Oriental (do México ao Panamá) e habita preferencialmente áreas rasas com associação de gramíneas marinhas, podendo ocorrer até os 100 m de profundidade. No Brasil é encontrada do Amapá ao Rio Grande do Sul. Não foram encontradas ameaças significativas à espécie. Portanto, *S. laevigata* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Sicyonia parri* (Burkenroad, 1934)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa *Sicyonia parri* é uma espécie amplamente distribuída no Atlântico Ocidental dos Estados Unidos até o Brasil. Habita preferencialmente áreas rasas, em associação com gramíneas marinhas, podendo ocorrer até os 87 m de profundidade. No Brasil é encontrada do Maranhão a São Paulo. Não foram encontradas ameaças significativas à espécie. Portanto, *S. parri* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Prancha I

Sicyonia dorsalis Kingsley, 1878
Foto: Adilson Fransozo



Sicyonia typica (Boeck, 1864)
Foto: Adilson Fransozo



Sicyonia laevigata Stimpson, 1871
Foto: Adilson Fransozo



Sicyonia parri (Burkenroad, 1934)
Foto: Adilson Fransozo

CAPÍTULO 28

AVALIAÇÃO DAS LAGOSTAS-SAPATEIRAS (DECAPODA: SCYLLARIDAE)

Luis Felipe A. Duarte, Allysson Pinheiro, William Santana, Evandro S. Rodrigues,
Marcelo A. A. Pinheiro, Harry Boos & Petrônio A. Coelho (in memoriam)

Palavras-chave: *Achelata, ameaça, cavaquinha, extinção, impacto, Scyllarides.*

Introdução

A família Scyllaridae (Latreille, 1825) é constituída por 85 espécies de lagostas, distribuídas em 20 gêneros e 4 subfamílias (Lavalli & Spanier, 2007), que se distinguem das demais lagostas por possuírem carapaça achatada, órbitas escavadas nas margens da superfície dorsal, antenas curtas, largas e escamiformes e um exoesqueleto muito espesso (Williams, 1965; Holthuis, 1995). Espécies dessa família, juntamente com as famílias Palinuridae, conhecidas popularmente como lagostas-verdadeiras ou espinhosas, e Sinaxidae, constituem a infraordem Achelata. Esse grupo compartilha várias características, entre elas a presença da larva filossoma, que é distintiva entre os Decapoda (Lavalli & Spanier, 2007).

De maneira geral, embora os organismos dessa família não sejam alvo específico de pescarias ao redor do mundo, muitas espécies possuem valor comercial. Holthuis (1991) verificou que das 71 espécies conhecidas na época de seu estudo, 42,3% delas interessavam à atividade pesqueira, com destaque para: *Scyllarides brasiliensis* Rathbun, 1906; *S. latus* (Latreille, 1803); *S. squamomomus* (H. Milne Edwards, 1837); *Ibacus alticrenatus* Spence Bate, 1888; *I. ciliatus* (von Siebold, 1824); *I. novemdentatus* Gibbes, 1850; *I. peronii* Leach, 1815; *Parribacus antarcticus* (Lund, 1793); e *Thenus orientalis* (Lund, 1793). Spanier & Lavalli (2007) destacam a crescente importância que o gênero *Scyllarides* tende a ocupar nas pescarias.

Em países de língua inglesa as espécies pertencentes à família Scyllaridae são conhecidas como *slipper-lobster*, *spanish-lobster* ou *hooded-lobster*. Na França, são denominadas *cigale-de-mer* (Clarke & Yoshimoto, 1990; Hardwick & Cline, 1990; Spanier & Almog-Shtayer, 1992; Johnston & Yellowlees, 1998; Bianchini et al., 2001; DeMartini et al., 2005; FAO, 2016). No Brasil, são conhecidas como lagosta sapata, sapateira, lagosta japonesa, cigarra, tamanquinho ou cavaquinha (Vasconcelos,

1938; Holthuis, 1991; Severino-Rodrigues et al., 1997; Duarte et al., 2011a).

São conhecidos quatro gêneros da família Scyllaridae com ocorrência no Brasil: *Scyllarus* [*S. americanus* (Smith, 1869); *S. chacei* Holthuis, 1960; *S. depressus* (Smith, 1881)]; *Parribacus* [*P. antarcticus*]; *Bathyarctus* [*B. ramosae* (Tavares, 1997)]; e *Scyllarides* [*S. aequinoctialis* (Lund, 1793); *S. brasiliensis*; *S. deceptor* Holthuis, 1963; *S. delfosi* Holthuis, 1960] (Holthuis, 1991, 1995; Santana et al., 2007). Todas as espécies de Scyllaridae que são encontradas na costa brasileira tiveram seu risco de extinção avaliado nas oficinas organizadas pelo Instituto Chico Mendes em 2010 e 2013.

Distribuição Geográfica

As espécies de *Scyllarides* apresentam a seguinte distribuição no Atlântico Ocidental: *S. aequinoctialis* é encontrada desde a Carolina do Sul (EUA) e Bermudas, incluindo o Golfo do México e o mar do Caribe, até o Brasil, onde ocorre do Maranhão até São Paulo (inclusive nos montes marinhos da região norte) (Holthuis, 1991; Santanna et al., 2007); *S. brasiliensis* é encontrada nas Antilhas, Caribe e Brasil, onde ocorre desde o Maranhão até Santa Catarina (Holthuis, 1991; Melo, 1999; Dall’Occo et al., 2007; Santana, et al., 2007); *S. deceptor* tem sua área de ocorrência no Brasil, onde é encontrada desde o Rio de Janeiro ao Rio Grande do Sul, e Argentina (Holthuis, 1991; Melo, 1999; Duarte et al., 2010); e *S. delfosi* que distribui-se da Venezuela (Sucre) até o Brasil sendo encontrada do Amapá até o Ceará (Holthuis, 1991; Melo, 1999) e Rio Grande do Sul (Santana et al., 2007).

No caso das espécies de *Scyllarus*, estas apresentam a seguinte distribuição no Atlântico Ocidental: *S. americanus* ocorre da Carolina do Norte até a Flórida, Golfo do México, Antilhas, Venezuela e no Brasil nos estados do Amapá, Pará, Paraíba e Pernambuco (Melo, 1999); *S. chacei* ocorre desde a Carolina do Norte até o Golfo do México, América Central, Antilhas, Venezuela, Suriname e no Brasil, nos estados do Pará e do Ceará até a Bahia (Melo, 1999; Coelho et al., 2007); *S. depressus* é encontrada nos Estados Unidos, Belize, Colômbia, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, Nicarágua, Panamá e no Brasil, onde ocorre no Pará (Coelho et al., 2007; Butler et al., 2011), além de registros não publicados para o estado de São Paulo, disponíveis no speciesLink (CRIA, 2012).

Parribacus antarcticus (Lund, 1793) ocorre na Flórida, Antilhas, América Central, Guianas e Brasil, do Ceará até São Paulo, com registros no Atol das Rocas e Fernando de Noronha. Essa espécie também pode ser encontrada no Oceano Indo-Pacífico, do sudeste África do Sul até Havaí e Polinésia (Melo, 1999). Já *Bathyarctus ramosae* ocorre nos estados da Bahia e do Espírito Santo, entre 251 e 334 metros de profundidade (Tavares, 1997; Melo, 1999; Dall’Occo et al., 2007; Serejo et al., 2007).

Habitat e Ecologia

Pouco se conhece a respeito da ecologia das espécies pertencentes a Scyllaridae. De maneira geral são encontradas, preferencialmente, em substratos de cascalho e algas calcárias (Duarte et al., 2010, 2015) e também habitando em fundos arenosos (Melo, 1999). Dentre as espécies de *Scyllarides*, *S. deceptor* pode ser encontrada em profundidades que variam entre em 6 a 320 m. Duarte et al., (2010) apontaram grandes adensamentos da espécie *S. deceptor* em uma área costeira do estado de São Paulo, conhecida por “Farol do Boi” (24°01’S - 45°00’W e 25°00’S - 45°40’W), entre 60 e 135 m de profundidade. Essa região apresenta os maiores rendimentos para a captura desta espécie, provavelmente por reunir características bióticas e abióticas (ainda desconhecidas) mais favoráveis ao estabelecimento da espécie (Duarte et al., 2010). Mestres de embarcações e pescadores afirmam que o tipo de fundo encontrado neste local, composto predominantemente por cascalho e algas calcárias, poderia ser um fator explicativo, pois confere maior abrigo a esses crustáceos. As fêmeas migram para áreas mais rasas para a eclosão dos ovos, ficando assim mais disponíveis para as pescarias (Duarte et al., 2010, 2015). As fêmeas apresentam fecundidade média variando de 115.000 a 118.307 ovos de acordo com Duarte et al. (2015) e Oliveira et al. (2008), respectivamente. *Scyllarides deceptor* possui dois picos reprodutivos, um mais intenso (junho a setembro) e outro menos expressivo (janeiro e fevereiro) (Oliveira et al., 2008; Duarte et al., 2010, 2015). É plausível considerar que esses períodos são parte importante da estratégia reprodutiva dessa espécie, tendo em vista que suas larvas encontram, a partir do início da primavera, águas com elevada produção primária pela intrusão da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) em profundidades relativamente rasas, processo apontado como mais significativo na fertilização da zona eufótica nas águas de plataforma (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006). Isso aumenta a probabilidade de sobrevivência das larvas, considerando que as espécies de *Scyllarides* possuem desenvolvimento larval de aproximadamente oito meses (Booth et al., 2005).

Muito pouco se sabe sobre a ecologia, sua história de vida e preferências por habitat de *S. brasiliensis*. (Holthuis, 1991). Sabe-se apenas que essa espécie apresenta hábitos noturnos, se abrigando durante o dia e à noite forrageia, alimentando principalmente de bivalves (Lavalli et al., 2007). É encontrada em profundidades variando 20-40 m (Holthuis, 1991; Melo, 1999). *Scyllarides brasiliensis* e *S. deceptor* apresentam coloração similar e são encontradas em simpatria em grande parte da sua distribuição na costa do Brasil, o que pode causar erros de identificação entre as duas espécies (Tavares et al., 2009).

A ecologia de *S. delfosi* e *S. aequinoctialis* também é pouco conhecida. A primeira ocorre desde águas rasas até 154 m de profundidade, em fundos de lama, conchas ou corais (Melo, 1999, Santana et al., 2007). Já *Scyllarides aequinoctialis* ocorre em profundidades de 0 a 180 m, mas é comumente encontrada até os 64 m. É uma espécie que se abriga durante o dia, e forrageia à noite, alimentando-se,

principalmente, de bivalves em substratos rochosos, recifes ou areia (Holthuis, 1991; Tavares, 2002).

O conhecimento da ecologia das espécies de *Scyllarus* é escasso, sabe-se, contudo, que *S. americanus* habita desde a zona entremarés até 45 m, preferencialmente, em algas calcárias. Já a espécie *S. chacei* ocorre em profundidades superiores (entre 10 e 330 m), habitando fundos de esponjas, de algas coralinas mortas e vivas, e de conchas mortas, com pouca areia e pouca lama. Encontrada em uma profundidade intermediária, *S. depressus* ocorre entre 30 e 260 metros, em fundos de águas calcárias, esponjas e de conchas mortas (Melo, 1999).

Bathyarctus ramosae ocupa a margem continental, especificamente o talude continental e a plataforma externa. O talude continental caracteriza-se por uma largura mínima de 14 km, em Abrolhos, e máxima de 100 km, entre Salvador e o Banco Royal Charlotte. Já na plataforma externa, a espécie está associada a principalmente foraminíferos bentônicos e fundos de conchas (Rossi-Wongtschowski et al., 2006).

Já *Parribacus antarcticus* está principalmente associada com fundos de corais e rochas, com fundos de areia e mais comumente em águas rasas em isóbatas de 0 - 20 m de profundidade, mas com registros de até até 130 m (Melo, 1999; Almeida et al., 2008). Apresenta hábitos noturnos e frequentemente é encontrada escondida em fendas durante o dia, eventualmente em pequenos grupos (Holthuis, 1991; Chan, 2011a).

Biologia Geral

Estimativas de alguns parâmetros populacionais para *Scyllarides deceptor*, como crescimento e mortalidade populacional, foram realizados por Duarte et al., (2011b), com cálculo do comprimento total máximo teórico (CT_{∞}) em 38,8 cm, taxa anual de crescimento populacional (k) de 0,42/ano e uma longevidade de 7,13 anos. Esses resultados se aproximam daqueles já relatados para outras espécies do gênero, a saber: *S. astori* (machos: CT_{∞} = 36,89 cm e k = 0,15; fêmeas: CT_{∞} = 34,4 cm e k = 0,16), segundo Hearn, (2006); e *S. latus* (sexos agrupados: CL_{∞} = 39,7 cm e k = 0,20), conforme Bianchini et al., (2001). A estimativa da taxa de mortalidade populacional total de *S. deceptor* (Z) foi de 2,11/ano (dados de 2006 e 2007), sendo esta considerada elevada por Sparre e Venema (1998). Em relação aos aspectos reprodutivos, a espécie possui maturidade considerada tardia, pois o tamanho médio sexual estimado ($CT_{50\%}$) para as fêmeas foi de 25,32 cm de comprimento total (Oliveira et al., 2008; Duarte et al., 2015). Portanto, a espécie alcança a fase adulta somente quando possui, em média, 70,84% do CT_{∞} . Assim, a constatação de crescimento lento, elevada mortalidade e maturidade tardia de *S. deceptor*, poderiam explicar em grande parte o declínio de sua abundância entre 1999 e 2006, com redução em 33% deste recurso em parte da região sudeste-sul, com um esforço pesqueiro relativamente baixo (Duarte

et al., 2010, 2015). Interessante ressaltar que os comerciantes perceberam esta diminuição de forma indireta (por meio da queda da oferta do produto pesqueiro), como também diferenças no tamanho dos indivíduos (bem inferiores) que, segundo Sparre e Venema (1998), pode ser indicativo de sobreexploração (Duarte et al., 2011a).

Não há informações a respeito das populações das espécies *Scyllarides brasiliensis*, *S. delfosi*, *S. aequinoctialis*, *Scyllarus americanus*, *S. chacei*, *S. depressus*, *Parribacus antarcticus* e *Bathyarctus ramosae*.

Ameaças

Apesar de *Scyllarides deceptor* não ser alvo de pescarias específicas, mas pescada como fauna acompanhante, essa espécie é um recurso pesqueiro de interesse econômico nas regiões sudeste e sul do Brasil. Duarte et al., (2011a) evidenciaram clara preferência de comercialização de *S. deceptor* em relação às lagostas espinhosas (*Panulirus* spp.) em peixarias e restaurantes de Santos (SP), seja pela qualidade da carne, quanto pelo menor preço. Embora pescarias seletivas a priori não promovam a extinção de uma espécie alvo, desde que não haja subsídios governamentais, isso porque a pescaria seria interrompida antes da extinção da espécie por tornar-se inviável economicamente (Pitcher & Hart, 1996), o aumento do valor comercial, a abertura de novos mercados (p. ex., exportação) e práticas irregulares (pesca ilegal, não declarada e não regulamentada), podem colocar sob risco de extinção uma espécie até então abundante. Além disso, a atuação de frotas multiespecíficas capturam diversas espécies que complementam/financiam a atividade pesqueira. Portanto, considerando que cada espécie tem seu potencial biológico particular e, conseqüentemente, suportam esforços pesqueiros específicos, inúmeras espécies da fauna acompanhante ficam expostas à sobreexploração (King, 1995; Sparre & Venema, 1998; Kura et al., 2004). *Scyllarides deceptor* se encontra nessa situação no sudeste e sul do país, pois faz parte dessa complementação da pescaria de dois tipos de frotas consideradas industriais: a de arrasto-duplo-médio (arrasteira) e a de potes/armadilhas (polveira) (Duarte et al., 2010, 2015). Por ser uma espécie com maturidade sexual tardia, apresetam uma alta incidência de fêmeas imaturas na composição das capturas da pesca de arrasto-duplo-médio (65,8%) e de armadilhas (68%) (dados de 2006 e 2007) (Duarte et al., 2015). Duarte et al. (2011b) confirmaram tal realidade ao estimar a seletividade de captura entre estas artes de pesca, que foram muito similares, com probabilidade de captura em 50% ($PC_{50\%}$) dos indivíduos com 22,2 cm para a frota de armadilha e 22,4 cm para a frota de arrasto. Isso demonstra que a pressão por pesca de ambas as frotas atua sob a mesma fração populacional, embora abaixo do tamanho de maturidade da espécie. Assim, muitos exemplares que ainda não reproduziram estão sendo continuamente capturados, comprometendo os recrutamentos populacionais posteriores e colocando em risco

a diversidade genética, e o sucesso reprodutivo e populacional desta espécie (King, 1995; Sparre & Venema, 1998).

Já em relação as ameaças às espécies *S. brasiliensis*, *S. delfosi* e *S. aequinoctialis*, embora sejam produtos pesqueiros de inúmeras pescarias no Brasil como *by-catch*, a falta de informações ecológicas e populacionais impedem que ameaças concretas às espécies sejam identificadas. As capturas comerciais destas espécies são realizadas desde a costa do Pará até a costa do Espírito Santo, onde os alvos da pescaria são, principalmente, as lagostas espinhosas *Panulirus argus* e *P. laevicauda* (IBAMA, 2008).

Devido às precárias informações sobre as populações e ecologia de *Scyllarus americanus*, *S. chacei*, *S. depressus*, *Parribacus antarcticus* e *Bathyarctus ramosae*, não se sabe quais riscos que possam levar essas espécies ao risco de extinção.

Ações de Conservação

Para *Scyllarides deceptor* é necessária a implantação urgente de medidas mitigadoras para salvar e recuperar seus estoques pesqueiros, sendo algumas destas: 1) fiscalizar o uso de armadilhas nos espinhéis das frotas “polveiras”, pois a maior parte da captura do polvo é realizada no pote, deixando essa arte de pesca ainda mais seletiva e, conseqüentemente, protegendo uma parte das populações da lagosta-sapateira; 2) estabelecer a área de pesca denominada “Farol do Boi” (24°01’S - 45°00’W a 25°00’S - 45°40’W) como “Área de Exclusão para Pesca” para a frota de arrasto-duplo-médio, pois ali, além de danos aos equipamentos dos pescadores, são encontradas as maiores concentrações destes animais. É sabido que as espécies *Scyllarides* são capazes de se manter na coluna d’água, ainda na forma larval (Philossoma) de diversas semanas a até muitos meses. Por conta disso, este grupo possui grande capacidade de dispersar a sua população em longas distâncias através das correntes marinhas. Desta forma, a região em questão poderia servir como “matriz” para áreas submetidas às pescarias; 3) aplicar um tamanho mínimo legal único para toda a população a fim de proteger todos os estoques, ou seja, um $L_{50\%}$ onde os pescadores devem devolver ao mar os indivíduos que não atingiram a sua maturidade. De imediato, este deve ser de 25 cm de comprimento total; 4) liberar as fêmeas ovígeras capturadas, evitando-se reflexos negativos ao recrutamento populacional; e 5) estabelecer um período de defeso da espécie nos meses prováveis de maior intensidade de cópula, de junho a setembro. Do mesmo modo, não há medidas de conservação voltadas as espécies *S. brasiliensis*, *S. delfosi*, *S. aequinoctialis*, *S. americanus*, *S. chacei*, *S. depressus* e *P. antarcticus* no Brasil. Sendo assim, é imediata a necessidade de pesquisas sobre estas espécies para sabermos se ações efetivas de conservação são necessárias.

Até o momento, não existem ações de conservação específicas direcionadas às espécies *Parribacus antarcticus* e *Bathyarctus ramosae*. Embora a primeira delas

ocorra na APA Bonfim-Guaraíra (RN), na PARNA de Fernando de Noronha e na REBIO Marinha de Atol das Rocas e provavelmente esteja em outras unidades de conservação marinha costeiras.

Já *B. ramosae* tem sua área de distribuição ainda muito pouco conhecida e nunca foi coletada em nenhuma área de preservação, apesar de sua possível área de distribuição compreender o PARNA dos Abrolhos. Contudo a única unidade de conservação federal que inclui em sua área e profundidades semelhantes às ocupadas por *B. ramosae* é a REBIO do Atol das Rocas, delimitada pela isóbata de 1.000 m (Plano de Manejo REBIO do Atol das Rocas, 2007). Portanto, para manter estas lagostas no quadro de LC (menos preocupante), faz-se necessária a criação de áreas marinhas protegidas na região do talude continental ao longo da costa brasileira.

Pesquisas Necessárias

Os poucos dados aqui apresentados sobre os parâmetros populacionais e o estado de conservação da espécie *Scyllarides deceptor* não refletem ainda toda a sua distribuição no Brasil. Exceto pela biologia reprodutiva, já abordada, condições presentes das populações mais ao sul do estado de São Paulo ainda se encontram escassas. As informações já obtidas sobre essa espécie quanto ao seu crescimento lento, elevada mortalidade total, maturidade tardia, elevado interesse comercial, captura contínua e redução em sua captura, reafirmam urgência de pesquisas com esses animais no país, a fim de conservar a espécie e promover a manutenção da atividade pesqueira. Assim, são necessários estudos abrangam toda a sua distribuição, como por exemplo, identificação de diferentes populações (caso elas ocorram), bem como aspectos relacionados a sua distribuição, recrutamento biológico, avaliação de estoque e estimativas de crescimento e mortalidade. No presente momento, as cinco recomendações apresentadas no item anterior (Ações de Conservação) poderiam contribuir substancialmente com a manutenção da capacidade de recuperação do estoque de pesca.

Existe uma carência de informações sobre a biologia básica e ecologia das espécies *Scyllarides brasiliensis*, *S. delfosi*, *S. aequinoctialis*, *Scyllarus americanus*, *S. chacei*, *S. depressus*, *Parribacus antarcticus* e *Bathyarctus ramosae*, sendo, portanto, necessário o desenvolvimento de estudos que esclareçam o seu ciclo reprodutivo e dinâmica populacional.

Bibliografia

- Almeida A.O.; Bezerra, L.E.A.; Souza-Filho, J.F.; Almeida, S.M.; Albuquerque, D.L. & Coelho, P.A. 2008. Decapod and stomatopod crustaceans from Santo Aleixo Island, state of Pernambuco, Brazil. *Nauplius*, 16(1): 23-41.
- Bianchini, M.L.; Bono, G. & Ragonese, S. 2001. Long-term recaptures and growth of slipper lobsters *Scyllarides latus*, in the Strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Crustaceana*, 74 (7): 673-680.
- Booth, J.D.; Webber, W.R.; Sekiguchi, H. & Coutures, E. 2005. Review: Diverse larval recruitment strategies within the Scyllaridae. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, (39): 581-592.
- Butler, M.; Chan, T.-Y.; Cockcroft, A.; MacDiarmid, A. & Wahle, R. 2011. *Scyllarus depressus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T185081A8348360. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T185081A8348360.en>>. [Acessado em 13/10/2016].
- Chan, T.-Y. 2011b. *Bathyarctus ramosae*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. [Acessado em 13/10/2016].
- Chan, T.-Y. 2011a. *Parribaculus antarcticus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. [Acessado em 13/10/2016].
- Clarke, R.P. & Yoshimoto, S.S. 1990. Application of the Leslie model to commercial catch and effort of the slipper lobster, *Scyllarides squammosus*, fishery in the Northwestern Hawaiian islands. *Marine Fisheries Review*, 52(2): 7p.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O.; Bezerra, L.E.A. & Souza-Filho, J.F. 2007. An updated checklist of decapod crustaceans (infraorders Astacidea, Thalassinidea, Polychelida, Palinura, and Anomura) from the northern and northeastern Brazilian coast. *Zootaxa*, 1519: 1-16.
- CRIA (Centro de Referência e Informação Ambiental). 2012. speciesLink. Disponível em <www.splink.cria.org.br>. [Acessado em 13/10/2016].
- Dall'occo, P.L.; Bento, R.T. & Schmidt de Melo, G.A. 2007. Range Extensions for lobsters off the Brazilian Coast (Crustacea, Decapoda, Palinura, Astacidea). *Biociencias*, 15(1): 47-52.
- DeMartini, E.E.; McCracken, M.L.; Moffitt, R.B. & Wetherall, J.A. 2005. Relative pleopod length as an indicator of size at sexual maturity in slipper (*Scyllarides squammosus*) and spiny Hawaiian (*Palinurus marginatus*) lobsters. *Fisheries Bulletin*, 103: 23-33.
- Duarte, L.F.A.; Severino-Rodrigues, E. & Gasalla, M.A. 2010. Slipper lobster (Crustacea, Decapoda, Scyllaridae) fisheries off the Southeastern coast of Brazil: I- exploitation patterns between 23° 00' and 29° 65'. *Fishery Research*, 102: 141-151.
- Duarte, L.F.A.; Severino-Rodrigues, E. & Gasalla, M.A. 2011a. Contextualização da pesca mundial de lagostas e características de comercialização de *Scyllarides* spp. e *Panulirus* spp. na Baixada Santista, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do*

- Instituto de Pesca, 37(3): 235-246.
- Duarte, L.F.A.; Souza, M.R. & Pinheiro, M.A.A. 2011b. Crescimento, mortalidade e seletividade da lagosta-sapateira, *Scyllarides deceptor* (Crustacea: Decapoda: Scyllaridae), entre as latitudes 23°20'S - 27°00'S, no Sudeste-Sul brasileiro. Anais do XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, CDRM, 3p.
- Duarte, L.F.A.; Severino-Rodrigues, E.; Pinheiro, M.A.A. & Gasalla, M.L.A. 2015. Slipper lobsters (Scyllaridae) off the southeastern coast of Brazil: relative growth, population structure, and reproductive biology. Fishery Bulletin, 113: 55-68.
- FAO. 2016. Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação. Pesca e Aquicultura. Disponível em <www.fao.org>. [Acessado em 13/10/2016]
- Hardwick, Jr.C.W. & Cline, G.B. 1990. Reproductive status, sex ratio, and morphometrics of the slipper lobster *Scyllarides nodifer* in the northeastern Gulf of México. Northeast Gulf Science, 11(2): 131-136.
- Holthuis, L.B. 1991. FAO species catalogue. In: Marine lobsters of the world: An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. FAO, Rome. (FAO Fisheries Synopsis, v.13). 292p.
- Holthuis, L.B. 1995. Revision of the Family Scyllaridae (Crustácea, Decapoda, Macrura) I Subfamily Ibacinae. Zoologische Verhandelingen, 21(8): 3-96.
- IBAMA, 2008. Plano de Gestão para o uso sustentável de Lagostas no Brasil: *Panulirus argus* (Latreille, 1804) e *Panulirus laevicauda* (Latreille, 1817). Brasília: IBAMA. 121p.
- IUCN 2008 Standards and Petitions Working Group. 2008. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 7.0. 70p. Disponível em <www.intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>. [Acessado em 13/10/2016].
- Johnston, D.J. & Yellowlees, D. 1998 Relationship between dietary preferences and digestive enzyme complement of the slipper lobster *Thenus orientalis* (Decapoda: Scyllaridae). Journal of Crustacean biology, 18(4): 656-665.
- King, M. 1995. Fisheries biology, Assessment and Management. Fishing new books. Blackweu Scienci Ltda. Oxford. 341p.
- Kura, Y.; Revenga, C.; Hoshino, E. & Mock, G. 2004. Fishing for Answers, Making Sense of Global Fish Crisis. World Resources Institute, Washington, DC. 152p.
- Lavalli, K.L. & Spanier, E. 2007. Introduction to the biology and fisheries of Slipper Lobsters. p. 3-21. In: Lavalli, K.L., Spanier, E. (Eds.), The Biology and Fisheries of the Slipper Lobster. CRC Press, Taylor e Francis Group.
- Melo, G.A.S. 1999. Manual de identificação dos crustáceos Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. Editora Plêiade/FAPESP. 551p.
- Oliveira, G.; Freire, A.S. & Bertuol, P.R.K. 2008. Reproductive biology of the slipper lobster *Scyllarides deceptor* (Decapoda: Scyllaridae) along the southern Brazilian coast. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 8p.
- Pitcher, T.J. & Hart, P.J.B. 1996. Fisheries Ecology. Connecticut: The Avi Publishing

- Company Inc. 414p.
- Plano de Manejo: REBIO do Atol das Rocas. 2007. ICMBio. 241p.
- Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. & Madureira, L.S.P. 2006. O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região Sudeste-Sul do Brasil. Universidade de São Paulo, 466p.
- Santana, W.; Pinheiro, A.P. & Lins Oliveira, J.E. 2007. Additional records of three *Scyllarides* species (Palinura: Scyllaridae) from Brazil, with the description of the fourth larval stage of *Scyllarides aequinoctialis*, Nauplius, 15(1): 1-6.
- Serejo, C.S.; Young, P.S.; Cardoso, I.C.; Tavares, C.; Rodrigues, C. & Almeida, T.C. 2007. Abundância, diversidade e zonação dos crustáceos no talude da costa central do Brasil (11° - 22° S) coletados pelo Programa Revizee/Score Central: prospecção pesqueira. p. 133-162. In: Costa, P.A.S.; Olavo, G. & Martins, A.S. (eds.). Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Museu Nacional (Série Livros). 184p.
- Severino-Rodrigues, E.; Hebling, N.J.; Melo, G.A.S. & Graça-Lopes, R. 2007. Biodiversidade no produto da pesca dirigida ao lagostim *Metanephrops rubellus* (Moreira, 1903) no litoral do Estado de São Paulo, Brasil, com ênfase à carcinofauna. Boletim do Instituto de Pesca, 33(2): 171-182.
- Spanier, E. & Almog-Shtayer, G. 1992. Shelter preferences in the Mediterranean slipper lobster: effects of physical properties. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 164: 103-116.
- Spanier, E & Lavalli, K.L., 2006. *Scyllarides* species. p. 462-496. In: Phillips, B.F. (ed.), Lobsters: Biology, Management, Aquaculture and Fisheries. Part 2: Lobsters of Commercial Importance. Blackwell, Oxford, UK.
- Spanier, E. & Lavalli, K.L. 2007. Slipper lobster fisheries present status and future perspectives. p. 377-391. In: Lavalli, K.L. & Spanier, E. (eds.), The Biology and Fisheries of the Slipper Lobster. CRC Press, Taylor e Francis Group.
- Sparre, P. & Venema, S. C. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1 – Manual. FAO Fisheries Technical Paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 416p.
- Tavares, M. 1997. *Scyllarus ramosae*, new species, from the Brazilian continental slope, with notes on congeners occurring in the area (Decapoda: Scyllaridae). Journal of Crustacean Biology, 17(4): 716-724.
- Vasconcelos, A. 1938. Vocabulário de ictiologia e pesca. Edição da Liga Naval Brasileira, Recife, 147p.
- Williams, A.B. 1965. Marine decapod crustaceans of the Carolinas. U.S. Fish and Wildlife Service. Fisheries Bulletin, 65(1): 1-298.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Bathyarctus ramosae* (Tavares, 1997)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: A espécie foi avaliada como Dados Insuficientes (DD) na avaliação global (Chan 2011b), sendo justificado que só era conhecido seu holótipo. Contudo, já existe registro na Bahia, além do Espírito Santo, sua localidade-tipo (18° 59'S, 37° 49'W) (Dall'Occo et al. 2007, Tavares 1997). Além disso, sua faixa de distribuição batimétrica que era conhecida apenas entre 290 e 315 m de profundidade, já é de 251 a 334 m (Tavares 1997, Melo 1999, Dall'Occo et al. 2007, Serejo et al. 2007). Desta forma, considerando que seu habitat é relativamente reduzido e não há ameaças conhecidas, a espécie foi avaliada como menos preocupante (LC).

***Parribacus antarcticus* (Lund, 1793)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Embora seja uma espécie associada a fundos de corais e rochas e esteja sujeita aos impactos associados a ambientes costeiros, estas não foram consideradas ameaças significativas. Portanto, *Parribacus antarcticus* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Scyllarides aequinoctialis* (Lund, 1793)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Apesar de ser capturada incidentalmente por algumas pescarias, não foram detectadas ameaças significativas à espécie. Portanto, *Scyllarides aequinoctialis* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Scyllarides brasiliensis* Rathbun, 1906**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Apesar de ser capturada incidentalmente por algumas pescarias, não foram detectadas ameaças significativas à espécie. Portanto, *Scyllarides brasiliensis* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Scyllarides deceptor* Holthuis, 1963**

Categoria e critério da avaliação: DD

Justificativa: A espécie foi classificada como Dados Insuficientes, segundo os critérios estabelecidos pela IUCN (2008). No entanto, as informações disponíveis sobre os potenciais impactos populacionais a esta espécie se constituem apenas na mortalidade por atuação das pescarias industriais (arrasto-duplo-médio e armadilhas), restritas aos dados coletados em desembarques pesqueiros ocorridos no Estado de São Paulo, onde ocorrem as maiores capturas no Sudeste do Brasil. Neste

sentido, tais dados podem não corresponder a situação real da espécie considerando toda sua área de distribuição no país, que vai até o Chuí (RS), dados estes que não se encontram disponíveis. Nunca houve uma avaliação nacional ou internacional sobre a espécie *S. deceptor*. De modo geral, a Família Scyllaridae não compreende espécies como alvos específicos de grandes pescarias ao redor do mundo (Spanier e Lavalli 2007). Deste modo, existe uma grande carência de conhecimento a respeito de seus representantes, devido ao baixo valor econômico relativo de suas espécies frente as lagostas pertencentes às Famílias Palinuridae (lagostas-de-espinho) e Nephropidae (lagostins) (Spanier e Lavalli, 2006, 2007). Por outro lado, Lavalli e Spanier (2007) destacam a crescente importância que o gênero *Scyllarides* tende a ocupar nas pescarias mundiais. Portanto, a coleta de informações e pesquisas científicas é necessária para se esclarecer sobre a situação atual da espécie, visando que ela seja retirada da condição de “Data Deficient (DD)” e sua inserção em uma categoria mais elucidativa com vistas a sua conservação.

***Scyllarides delfosi* Holthuis, 1960**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Apesar de ser capturada incidentalmente por algumas pescarias, não foram detectadas ameaças significativas à espécie. Portanto, *Scyllarides delfosi* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Scyllarus americanus* (Smith, 1869)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Apesar de ser capturada incidentalmente por algumas pescarias, não foram detectadas ameaças significativas à espécie. Portanto, *Scyllarus americanus* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Scyllarus chacei* Holthuis, 1960**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Apesar de ser capturada incidentalmente por algumas pescarias, não foram detectadas ameaças significativas à espécie. Portanto, *Scyllarus chacei* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

***Scyllarus depressus* (Smith, 1881)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: Não foram identificadas ameaças significativas à espécie. Portanto, *Scyllarus depressus* foi categorizada como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



Syllarides deceptor Holthuis, 1963
Foto: William Santana



Syllarides brasiliensis Rathbun, 1906
Foto: William Santana



Scyllarus depressus Smith, 1881
Foto: Allysson Pinheiro

CAPÍTULO 29

AVALIAÇÃO DOS CAMARÕES SERGESTÍDEOS (DECAPODA: SERGESTIDAE)

Rogério C. Costa & Sabrina M. Simões

Palavras-chave: ameaça, extinção, impacto, Sergestidae.

Introdução

A superfamília Sergestoidea Dana, 1852, abrange os camarões da família Sergestidae Dana, 1852, e da família Luciferidae de Haan, 1849 (Pérez-Farfante & Kensley, 1997). Diferenciam-se dos camarões Penaeoidea por possuírem rostro menor que o pedúnculo ocular, por nunca apresentarem mais que 2 brânquias por somito torácico e nunca mais de 7 a 8 brânquias de cada lado do corpo. Por sua vez, a presença de brânquias nos Sergestidae os separa dos Luciferidae (Pérez-Farfante & Kensley, 1997). A família Sergestidae compreende 19 gêneros e 92 espécies válidas, que estão distribuídas nos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico (Vereshchaka et al., 2014; Vereshchaka & Lunina, 2015; Vereshchaka et al., 2016). No Brasil, foram registradas 13 espécies de sergestídeos, sendo que quatro delas ocorrem em regiões costeiras (pertencentes aos gêneros *Acetes* e *Peisos*), e nove em regiões profundas (pertencentes aos gêneros *Sergia* e *Sergestes*) (D’Incao, 1998; Cardoso & Serejo, 2003; Cardoso & Tavares, 2006).

Durante as oficinas de avaliação do estado de conservação dos crustáceos do Brasil, realizadas em 2010 e 2013, foram avaliadas 2 espécies de sergestídeos: *Acetes americanus* Ortmann, 1893; e *Peisos petrunkevitchi* Burkenroad, 1945.

Em relação aos *Acetes* H. Milne Edwards, 1830, existem 14 espécies reconhecidas mundialmente, sendo que apenas três ocorrem no Atlântico Ocidental: *A. americanus*; *A. marinus* Omori, 1975; e *A. paraguayensis* Hansen, 1919 (Pérez-Farfante & Kensley, 1997). Em contrapartida, *Peisos petrunkevitchi* é monotípico e restrito ao sul do Atlântico Ocidental (De Grave & Fransen, 2011). No litoral brasileiro, esses gêneros são facilmente diferenciados devido à ausência dos 4° e 5° pares de pereópodes em *Acetes* e a redução dos mesmos em *Peisos* (Costa et al., 2003).

As espécies do gênero *Acetes* possuem grande importância econômica nos países asiáticos e africanos (Omori, 1975). Dentre as espécies de camarões que são responsáveis por 83% das capturas mundiais, *Acetes japonicus* Kishinouye, 1905, é o mais capturado em relação à biomassa (Gillett, 2008). Já o gênero *Peisos* não é significativo na pesca (Vereshchaka et al., 2016).

Os camarões *Acetes* habitam estuários e águas costeiras nas regiões tropicais, subtropicais e temperadas de todo o mundo (Xiao & Greenwood, 1993). Eles são pequenos, transparentes ou semitransparentes, pelágicos e suas médias de comprimento são em torno de 10 a 40 mm (Omori, 1975). Os espécimes de *P. petrunkevitchi* também são pelágicos e pequenos, podendo atingir até 48 mm de comprimento total, são frequentes no litoral argentino em temperaturas de 8° a 24°C (Mallo & Boschi, 1982), bem como em regiões subtropicais e temperadas do sul do Brasil (Simões et al., 2013a).

De forma geral, os camarões sergestídeos têm um importante papel na cadeia alimentar marinha, principalmente em águas costeiras. No caso dos *Acetes*, estes ingerem uma grande variedade de itens alimentares, como diatomáceas e copépodes, e são predados pela água viva *Chiropsalmus quadrumanus* (Müller, 1859), por crustáceos, tais como o camarão *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888), bem como peixes cianídeos (Xiao & Greenwood, 1993; Nogueira Jr. & Haddad, 2008; Roux et al., 2009). Os espécimes de *P. petrunkevitchi* são predados por peixes e se alimentam por filtração, consumindo principalmente detritos e fitoplâncton, cujo ciclo reprodutivo ocorre também em águas costeiras (Mallo & Boschi, 1982).

Distribuição Geográfica

Os camarões cuja avaliação é apresentada aqui estão distribuídos somente no Atlântico Ocidental. *Acetes americanus* ocorre em Porto Rico, Panamá, Venezuela, Suriname, Guiana Francesa e Brasil (Pará, Maranhão, Ceará, Rio Grande do Norte, Alagoas, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul). Já *P. petrunkevitchi* ocorre no Brasil (Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina (Mar del Plata e Chubut) (D’Incao e Martins, 2000).

Habitat e Ecologia

A ecologia dos camarões pelágicos é pobremente conhecida no Brasil devido ao pequeno tamanho dos animais, à falta de importância econômica e escassez de pesquisadores interessados no grupo. Tal fato é perceptível quando notamos a quantidade de estudos ecológicos efetuados até o momento no Brasil (Simões et al., 2013a; Santos et al., 2015) e, por outro lado, quando aparecem na literatura, são

trabalhos que envolvem, principalmente, a biodiversidade (D’Incao, 1998; D’Incao & Martins, 2000; Costa et al., 2003; Fugimura et al., 2005; Coelho et al., 2006; Souza et al., 2011; Boos et al., 2012). Em campo, os autores observaram que esses animais muitas vezes são capturados com rede de arrasto camaroeiro, mas para estudos ecológicos esse não é o melhor método de amostragem, por causa do tamanho da malha (geralmente 18 mm entre nós) que permitem que muitos indivíduos escapem. Além disso, como esses camarões tem o habito pelágico, são capturados durante o recolher das redes, sem mencionar que muitos ficam presos e passam despercebidos.

A ecologia do camarão *P. petrunkevitchi* foi estudada no litoral argentino, onde esta espécie aparece com frequência (Mallo & Bochi, 1982) e no litoral brasileiro por Simões et al. (2013a). No litoral argentino, são mais abundantes em profundidades até os 20 metros (Mallo & Bosch, 1982) e, no litoral paulista, ocorrem a partir dos 9 até os 30 metros de profundidade (Costa et al., 2003; Simões et al., 2013a). *Peisos petrunkevitchi*, juntamente com *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888, e *P. muelleri*, quando capturados no sudeste brasileiro, indicam a presença da massa de água fria denominada Água Central do Atlântico Sul (ACAS), que proporciona uma diminuição significativa nos valores de temperatura, principalmente nos meses de verão (Costa et al., 2003; Simões et al., 2013a). Além disso, essa espécie prefere salinidades mais elevadas, comumente acima de 30 (Mallo & Bosch, 1982; Simões et al., 2013a).

Por outro lado, a ecologia de *A. americanus* foi estudada em Ubatuba/SP, por Simões et al. (2013a), e em Macaé/RJ, por Santos et al. (2015). A profundidade máxima registrada para essa espécie foi de 40 metros (Costa et al., 2003). Simões et al. (2013a) verificaram que a abundância de *A. americanus* diminui na proporção que a profundidade aumenta. Além disso, esses camarões preferem temperaturas mais altas (23,5 a 28,5°C) e foram coletadas em maior quantidade em locais com salinidades em torno de 28 a 30.

Portanto, enquanto há uma nítida preferência de *A. americanus* por menores profundidades e maiores temperaturas (23,5 a 28,5°C), a captura de *P. petrunkevitchi* no litoral paulista é uma indicação de baixas temperaturas, normalmente inferior a 20°C (Simões et al., 2013a). Em Ubatuba/SP, mesmo com a presença da ACAS em mar aberto e seu reflexo próximo à costa, os valores de temperatura em regiões rasas (menores que 15 m) são altos e dificilmente ultrapassam os 20°C. Portanto, mesmo durante os períodos em que a salinidade seja favorável ao estabelecimento dessa espécie, a temperatura pode explicar a ausência de *P. petrunkevitchi* abaixo dos 9 m de profundidade (Simões et al., 2013a). No entanto, *P. petrunkevitchi* é capturado em grande quantidade em baixas profundidades do litoral argentino, onde as temperaturas oceânicas são frias e não ultrapassam os 20°C e também em áreas próximas ao fenômeno da ressurgência no Brasil, cujas temperaturas chegam a ficar em torno de 18°C (Costa et al., 2011).

Um fator que influencia diretamente na ecologia dos camarões peneídeos é o

sedimento (Castilho et al., 2008). No entanto, como os sergestídeos não possuem o hábito de se enterrar, essa condição ambiental não interfere em sua distribuição espacial. Porém, em locais onde há fragmentos de algas, Simões et al. (2013a) verificaram uma maior abundância dessa espécie.

Biologia Geral

As fêmeas de sergestídeos são maiores do que os machos, portanto apresentam um dimorfismo sexual em relação ao tamanho (Simões et al., 2013b), similar ao observado para os camarões peneídeos (Boschi, 1969). O comprimento total de *A. americanus* coletados em Ubatuba/SP variou de 4,18 a 20,45 mm para as fêmeas e 5,74 a 17,36 mm para os machos (Simões et al., 2013b), e em Santos/SP variou de 17,0 a 19,5 mm para as fêmeas e 15,5 a 17,0 mm para os machos (Omori, 1975). Em Macaé/RJ, a média do tamanho total das fêmeas de *A. americanus* ($15,76 \pm 2,83$ mm) também foi maior do que dos machos ($14,35 \pm 2,79$ mm) (Santos et al., 2015). Esse dimorfismo também foi corroborado para a outra espécie de estudo, *P. petrunkevitchi*, cujo tamanho dos machos variaram de 10 a 30 mm de comprimento total e 11 a 38 mm para as fêmeas coletadas na região de Mar Del Plata, Argentina (Mallo & Boschi, 1982). Gab-Alla et al. (1990) e Heckler et al. (2013) apontaram que essa diferença no tamanho da carapaça em favor às fêmeas em várias espécies de Penaeidae está relacionada à maior produção de oócitos, uma vez que, a fecundação é externa.

As proporções de machos e fêmeas de sergestídeos diferem de 1:1, em favor das fêmeas (Xiao & Greenwood, 1993). A razão sexual tendendo para fêmeas foi notada para *A. americanus* em Ubatuba/SP (Simões et al., 2013b) e em Macaé/RJ (Santos et al., 2015). Resultados semelhantes foram encontrados para outras espécies de *Acetes* (Oh & Jeong, 2003; Amin et al., 2009a,b). Essa relação também foi corroborada por Mallo e Boschi (1982), cujas coletas resultaram em 3.450 fêmeas e 1.161 machos de *P. petrunkevitchi*. Essa diferença pode estar relacionada ao comportamento de aglomerado exibido pelas fêmeas durante o período de desova (Oh & Jeong, 2003). Johnson (2003) sugere que a taxa diferencial de mortalidade entre os sexos e a diminuição diferencial de gametas podem influenciar também nessa proporção. Além disso, a baixa constante de crescimento que resulta em fêmeas maiores quando comparadas aos machos, podem deixá-las mais suscetíveis à captura por redes de pesca (Simões et al., 2013b; Santos et al., 2015).

O ciclo de vida dos peneídeos dura aproximadamente 1-2 anos (Heckler et al., 2013), mas a longevidade do *Acetes* é geralmente menor, porque as espécies possuem menores tamanhos (Amin et al., 2009a). Os resultados de Simões et al. (2013b) suportam essa teoria, juntamente com os resultados apresentados por Yoshida (1949), Oh & Jeong (2003), que calcularam um ciclo de vida para *A. chinensis* por ser cerca de um ano. Mallo e Boschi (1982) também inferiram uma longevidade de 12

a 15 meses para o camarão *P. petrunkevitchi*, incluindo 40 dias de desenvolvimento larval.

O desenvolvimento larval dos sergestídeos é do tipo completo (Mallo & Boschi, 1982). *Acetes americanus* foi estudado por Oshiro e Omori (1996), no estado do Paraná, Brasil, e os estágios larvais descritos por esses pesquisadores foram: Nauplius, I a VI; protozoa, I a III; misis, I a II, e pós larva, I e II. Já o desenvolvimento larval de *P. petrunkevitchi* foi descrito por Mallo e Boschi (1982), contendo a larva nauplius com 4 subestágios, protozoa com 5 subestágios, misis com 1 subestágio e pós larvas com 4 a 5 subestágios.

Ao longo do litoral brasileiro, a taxa de captura entre *A. americanus* e *P. petrunkevitchi* é diferencial. A média de captura de *A. americanus* é de 4,75 ind./m² em Ubatuba/SP (Simões et al., 2013a) e 1,35 ind./m² em Macaé/RJ (Costa et al., 2011). Já para *P. petrunkevitchi*, em Ubatuba/SP, observou-se uma captura mais baixa de camarões, ou seja, 0,85 ind./m² (Simões et al., 2013a).

Ameaças e Usos

Ambas espécies aparecem esporadicamente como captura incidental na pesca de arrasto camaroeiro na região costeira, sendo *A. americanus* capturados comumente durante a pesca de *Xiphopenaeus kroyeri* (camarão sete-barbas) (Heller, 1862) e *P. petrunkevitchi*, principalmente nas capturas de *P. muelleri* (camarão-santana) e *A. longinaris* (camarão barba-ruça), mas essa ameaça não é significativa para o estado de conservação das espécies.

Nos países africanos e asiáticos, algumas espécies de *Acetes* possuem grande importância econômica, pois são utilizados como alimento na aquicultura e também para o consumo humano (Omori, 1975). No Brasil, há uma captura direcionada a representantes sergestídeos na região norte, onde são comercializados secos e salgados em grandes mercados como Ver-o-Peso, em Belém/PA. Embora não seja aparentemente direcionada à espécie *A. americanus* pode se tornar uma ameaça.

Ações de Conservação

Não existem medidas de conservação direcionadas a essas espécies. Indiretamente, o período de defeso e as áreas de exclusão à pesca de arrasto de fundo beneficiam essas espécies.

Pesquisas Necessárias

Tornam-se imprescindíveis pesquisas destinadas aos Sergestidae sobre todos os aspectos de sua biologia, principalmente no norte do Brasil, onde representantes dessa família são comercializados. Provavelmente é possível que não se saiba qual a real riqueza de espécies ocorrentes no litoral brasileiro dado a escassez de estudos até o momento.

Bibliografia

- Amin, S.M.N.; Arshad, A.; Bujang, J.S. & Siraj, S.S. 2009a. Age structure, growth, mortality and yield-per-recruit of sergestid shrimp, *Acetes indicus* (Decapoda: Sergestidae) from the coastal waters of Malacca, Peninsular Malaysia. *Journal of Applied Sciences*, 9: 801-814.
- Amin, S.M.N.; Arshad, A.; Bujang, J.S.; Siraj, S.S. & Goddard, S. 2009b. Reproductive biology of the sergestid shrimp *Acetes indicus* (Decapoda: Sergestidae) in Coastal Waters of Malacca, Peninsular Malaysia. *Zoological Studies*, 48: 753-760.
- Boos, H.; Buckup, G.B.; Buckup, L.; Araújo, P.B.; Magalhães, C.; Almerão, M.P.; Santos, R.A. & Mantelatto, F.L. 2012. Checklist of the Crustacea from the state of Santa Catarina, Brazil. *Check List*, 8(6): 1020-1046.
- Boschi, E.E. 1969. Crecimiento, migracion y ecologia del camaron comercial *Artemesia longinaris*, Bate. *FAO Fisheries Report*, 57(3): 833-846.
- Cardoso, I.A. & Serejo, C.S. 2003. Sergestidae (Crustacea, Dendrobranchiata) from the southwestern Atlantic, collected by the REVIZEE Program. *Boletim do Museu Nacional*, 512: 1-15.
- Cardoso, I.A. & Tavares, C.R. 2006. Three new occurrences of Sergestidae (Dendrobranchiata) for the Southwestern Atlantic slope (13°-22°S). *Nauplius*, 14(1): 9-17.
- Castilho, A.L.; Pie, M.R.; Franzoso, A.; Pinheiro, A.P. & Costa, R.C. 2008. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*, 88(1): 119-123.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O.; Souza-Filho, J.F.; Bezerra, L.E.A. & Giraldez, B.W. 2006. Diversity and distribution of the marine and estuarine shrimps (Dendrobranchiata, Stenopodidea and Caridea) from North and Northeast Brazil. *Zootaxa*, 1221: 41-62.
- Costa, C.H.; Santos A.P.F. & Costa, R.C. 2011. Abundância e distribuição temporal de *Peisos petrunkevitchi* Burkenroad, 1945 (Decapoda, Sergestidae), na região de Macaé, Rio de Janeiro, Brasil. In: *Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP (SICUSP)*.

- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Melo, G.A.S. & Freire, F.A.M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-12.
- De Grave, S. & Fransen, C.H.J.M. 2011 Carideorum catalogus: the recent species of the dendrobranchiate, stenopodidean, procarididean and caridean shrimps. *Zoologische Mededelingen*, 89(5): 195-589.
- D’Incao, F. 1998. Malacostraca. Eucarida. Dendrobranchiata. In: P.S. Young, (ed.), *Catalogue of Crustacea of Brazil, Série Livros n. 6*, Rio de Janeiro, Museu Nacional, p. 311-321.
- D’Incao F. & Martins, S.T.S. 2000. Brazilian species of the genera *Acetes* H. Milne Edwards, 1830 and *Peisos* Burkenroad, 1945 (Decapoda: Sergestidae). *Journal of Crustacean Biology*, 20(5): 78-86.
- Fugimura, M.M.S.; Oshiro, L.M.Y. & Silva, R. 2005. Distribuição e abundância das famílias Luciferidae e Sergestidae (Crustacea, Decapoda, Natantia) na baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Universidade Rural*, 25(2): 52-59.
- Gab-Alla, A.A.F.A.; Hartnoll, R.G.; Ghobashy, A.F. & Mohammed, S.Z. 1990. Biology of penaeid prawns in the Suez Canallakes. *Marine Biology*, 107: 417-426.
- Gillet, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 475, FAO, Rome. 331p.
- Heckler, G.; Simões, S.M.; Santos, A.P.F.; Fransozo, A. & Costa, R.C. 2013. Population dynamics of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Dendrobranchiata, Penaeidae) in a south-eastern region of Brazil. *African Journal of Marine Science*, 35(1): 17-24.
- Johnson, P.T.J. 2003. Biased sex ratios in fiddler crabs (Brachyura. Ocypodidae): a review and evaluation of the influence of sampling method, size class and sex-specific mortality. *Crustaceana*, 76(5): 559-580.
- Mallo, J.C. & Boschi, E.E. 1982. Contribución al conocimiento del ciclo vital del camarón *Peisos petrunkevitchi* de la región de Mar del Plata, Argentina (Crustacea, Decapoda, Sergestidae). *Physis*, 41(100): 85-98.
- Nogueira Jr., M. & Haddad, M.A. 2008. The diet of cubomedusae (Cnidaria, Cubozoa) in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56: 157-164.
- Pérez-Farfante, I. & Kensley, B. 1997. Penaeoid and Sergestoid shrimps and prawns of the world: keys and diagnoses for the families and genera. *Mémoires du Muséum National d’Histoire Naturelle*, 175: 1-233.
- Oh, C.W. & Jeong, I.J. 2003. Reproduction and population dynamics of *Acetes chinensis* (Decapoda: Sergestidae) on the western coast of Korea, Yellow Sea. *Journal of Crustacean Biology*, 23: 827-835.
- Omori, M. 1975. The systematics, biogeography, and fishery of epipelagic shrimps of the genus *Acetes* (Crustacea, Decapoda, Sergestidae). *Bulletin of the Ocean Research Institute University of Tokyo*, 7: 1-91.
- Oshiro, L.M.Y. & Omori, M. 1996. Larval development of *Acetes americanus* (Decapoda: Sergestidae) at Paranagua and Laranjeiras Bays, Brazil. *Journal of*

- Crustacean Biology, 16 (4): 709-729.
- Roux, A.; Piñero, R., Moriondo, P. & Fernández, M. 2009. Diet of the red shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) in Patagonian fishing grounds, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44: 775-781.
- Santos, A.P.F.; Simões, S.M.; Bochini, G.L.; Costa, C.H. & Costa, R.C. 2015. Population parameters and the relationships between environmental factors and abundance of the *Acetes americanus* shrimp (Dendrobranchiata: Sergestidae) near a coastal upwelling region of Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(3): 229-238.
- Simões, S.M.; Castilho, A.L.; Fransozo, A.; Negreiros-Fransozo, M.L. & Costa, R.C. 2013a. Distribution related to temperature and salinity of the shrimps *Acetes americanus* and *Peisos petrunkevitchi* (Crustacea: Sergestoidea) in the south-eastern Brazilian littoral zone. *Journal of the Marine Biological Association*, 93(3): 753-759.
- Simões, S.M.; D'Incao, F.; Fransozo, A.; Castilho, A.L. & Costa, R.C. 2013b. Sex ratio, growth and recruitment of the pelagic shrimp *Acetes americanus* on the southeastern coast of Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 33: 1-9.
- Souza, J.A.J.; Schwamborn, R.; Barreto, A.V.; Farias I.D.; Fernandes, L.M.G & Coelho, P.A. 2011. Marine and estuarine shrimps (Dendrobranchiata, Stenopodidea, and Caridea), of Pernambuco State (Brazil) and Northeastern Brazilian oceanic Islands. *Atlântica*, 33(1): 33-63.
- Vereshchaka A.; Olesen J. & Lunina A. 2014. Global diversity and phylogeny of pelagic shrimps of the former genera *Sergestes* and *Sergia* (Crustacea, Dendrobranchiata, Sergestidae), with definition of eight new genera. *PLoS ONE*, 9: e112057.
- Vereshchaka A. & Lunina A. 2015. Phylogeny and taxonomy of the enigmatic genus *Petalidium* (Decapoda, Sergestidae), with biological remarks. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 174: 459-472.
- Vereshchaka A.; Lunina A.A. & Olesen J. 2016. Phylogeny and classification of the shrimp genera *Acetes*, *Peisos*, and *Sicyonella* (Sergestidae: Crustacea: Decapoda). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 177: 353-377.
- Xiao, Y. & Greenwood, J.G. 1993. The biology of *Acetes* (Crustacea, Sergestidae). *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 31: 259-444.
- Yoshida, H. 1949. On the life history of *Acetes japonicus* Kishinouye. *Journal of the Shimonoseki College of Fisheries*, 1: 51-55.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Acetes americanus* Ortmann, 1893**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Acetes americanus* é uma espécie pelágica, amplamente distribuída no Atlântico Ocidental, até os 40 m de profundidade. No Brasil, ocorre desde o Pará até o Rio Grande do Sul. Embora possa ser capturada incidentalmente na pesca de arrasto de outros camarões e haja consumo de espécimes do mesmo gênero no Norte do país, estas não foram consideradas ameaças significativas à espécie. Portanto, *A. americanus* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

***Peisos petrunkevitchi* Burkenroad, 1945**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Peisos petrunkevitchi* é uma espécie pelagica que ocorre no Sul do Atlântico Ocidental desde o Rio de Janeiro até Chubut (Argentina), em profundidades até 50m, mas frequentemente são capturadas entre 10 e 30m. A espécie está associada às correntes de águas frias, principalmente à Água Central do Atlântico Sul (ACAS). Embora seja capturada incidentalmente na pesca de arrasto costeiro, essa ameaça não é significativa à espécie. Portanto, *Peisos petrunkevitchi* foi categorizada como Menos Preocupante – LC.

Prancha I



Acetes americanus Ortmann, 1893
Foto: Adilson Fransozo



Peisos petrunkevitchi Burkenroad, 1945
Foto: Adilson Fransozo

CAPÍTULO 30

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS SESARMÍDEOS (DECAPODA: BRACHYURA)

Marcelo A. A. Pinheiro, William Santana, Sergio S. Rocha, Maria Helena A. Leme, Harry Boos, Álvaro L. D. Reigada & Petrônio A. Coelho (in memoriam)

Palavras-chave: *ameaça, extinção, impacto, manguezais, Sesarmidae.*

Introdução

Contando com cerca de 265 espécies distribuídas em 31 gêneros, a família Sesarmidae Dana, 1851, segundo Davie (2009), é a de maior riqueza dentre os Grapsoidea MacLeay, 1838. O centro de origem e radiação adaptativa deste táxon é a região do Indo-Pacífico Oriental, que conta com a maior concentração de espécies descritas (Ng et al., 2008). Os caranguejos sesarmídeos são semiterrestres, apresentam distribuição neotropical e seus representantes são comumente encontrados em manguezais e marismas de regiões costeiras tropicais e subtropicais (Ng et al., 2008). Bastante comuns nos sedimentos lodosos e sobre as árvores de manguezais, estes crustáceos também ocorrem em habitats inusitados, tais como a roseta de bromélias, dentro de conchas vazias de moluscos, e até mesmo em cavernas (Anger, 1995; Diesel & Horst, 1995; Ng, 2002; Fratini et al., 2005; Schubart et al., 2010). Devido à abundância e facilidade de acesso às espécies, o táxon constitui uma das famílias mais bem estudadas quanto a sua ecologia, biologia populacional, e de sistemática filogenética com base em dados moleculares, sendo, esta última, a principal responsável por muitos rearranjos taxonômicos de espécies dentro de novos gêneros ou famílias (Schubart et al., 2009).

Distribuição Geográfica

A maioria das espécies são restritas aos sistemas estuarinos tropicais e subtropicais do globo, com limites geográficos associados às áreas estuarinas de manguezais e marismas (Ng et al., 2008; Davie, 2009). A maior diversidade do

táxon ocorre no Velho Mundo, na região do Indo-Pacífico Oriental (Ng et al., 2008). No Brasil, apenas sete espécies são conhecidas, todas com distribuição associadas à zona intermareal de manguezais e marismas.

Sesarma crassipes Cano, 1889, e *S. curacauense* De Man, 1892, se distribuem nas regiões norte e nordeste, enquanto *Aratus pisonii* (H. Milne-Edwards, 1837); *S. rectum* Randall, 1840; *Armases angustipes* (Dana, 1852); *A. benedicti* (Rathbun, 1897); e *A. rubripes* (Rathbun, 1897) apresentam distribuição mais ampla, sendo registradas nos manguezais de toda a costa brasileira, até Santa Catarina (SC). Somente para *Armases rubripes* ocorrem registros para os marismas do Rio Grande do Sul (Melo, 1996; Coelho et al., 2008).

Até pouco tempo atrás, o gênero *Aratus* H. Milne Edwards, 1853, era considerado monotípico, contando apenas com *A. pisonii*, com uma distribuição geográfica trans-histmiana devido a sua ocorrência no Pacífico Oriental e Atlântico Ocidental. No entanto, com base em caracteres morfológicos e evidências moleculares, Thiercelin e Schubart (2014) reconheceram diferenças que permitiram a separação do gênero em duas espécies, mantendo *A. pisonii*, com distribuição tropical e subtropical, no Atlântico Ocidental, enquanto no Pacífico Oriental foi descrita a espécie – *A. pacificus* Thiercelin & Schubart (2014).

Habitat e Ecologia

Os caranguejos sesarmídeos ocorrem em uma ampla gama de habitats, incluindo a zona marinha do entremarés, em águas salobras e, até mesmo, em ambientes de água doce e terrestres costeiros nas zonas tropicais e temperadas (Abele, 1992; Ng et al. 2008; Davie, 2009).

Nos sedimentos lodosos e areno-lodosos do entremarés, típicos de manguezais e marismas, algumas espécies escavam tocas, enquanto outras simplesmente se utilizam das escavações efetuadas por outras espécies ou se abrigam sob a vegetação halófitas (Lee, 2005). A capacidade de escalar está presente em muitas espécies, embora algumas sejam consideradas verdadeiramente arborícolas, por possuírem estreita relação com as árvores de mangue, onde passam a fase adulta sobre os troncos, se alimentando de suas folhas frescas (Fratini et al., 2005). Até o momento, apenas quatro espécies são consideradas verdadeiramente arborícolas, cada uma delas associada a uma grande bacia oceânica: *Aratus pisonii*, representante do Brasil (Atlântico Ocidental); *A. pacificus*, no Pacífico Oriental (Thiercelin & Schubart, 2014); *Armases elegans* (Herklots, 1851), registrada para o leste africano; e *Parasesarma leptosoma* (Hilgendorf, 1869), do Indo-Pacífico Oriental (Fratini et al., 2005). Importante destacar que estas quatro espécies dependem de águas salobras ou marinhas para completar seu desenvolvimento larval.

Uma maior independência do ambiente marinho, senão total, foi alcançada por algumas espécies associadas a plantas epífitas (p. ex., bromélias), como

Metopaulias depressus Rathbun, 1896, endêmica da Jamaica, onde a água doce das chuvas acumulada em sua corola pela disposição das folhas em roseta, é empregada durante a reprodução, desenvolvimento e obtenção de recursos alimentares (Diesel & Schuh, 1993). No Brasil, a espécie *Armases angustipes* ocorre associada às bromélias nos manguezais, mas também pode ser encontrada em encostas rochosas litorâneas (Kowalczyk & Masunari, 2000), de forma que a independência larval do meio marinho ainda é incerta para esta espécie. A transição e conquista dos ambientes terrestres e de água doce por caranguejos sesarmídeos envolve adaptações convergentes, entre elas a abreviação de fases larvais e tendências elaboradas no cuidado parental (Diesel & Horst, 1995; Gonzáles-Gordillo et al., 2010), caracteres estes bem estudados para a linhagem monofilética de caranguejos de água doce endêmicos da Jamaica por Schubart et al. (2010). No Brasil, ainda não há registros de sesarmídeos de água doce, mas, segundo Coelho et al. (2008), a família encontra-se bem representada em manguezais e marismas pelos gêneros *Aratus*, *Armases* Abele, 1992 e *Sesarma* Say, 1817.

Considerados primariamente herbívoros, mas com onivoria presente em alguns grupos (Erickson et al., 2008), os sesarmídeos de manguezais e marismas participam de maneira significativa na fragmentação e aceleração do processo de decomposição da matéria vegetal, contribuindo para a exportação de matéria orgânica particulada nos ecossistemas aquáticos adjacentes (Lee, 1998, 2005). Em adição, os construtores de tocas contribuem para a retenção de parte dos nutrientes *in situ*, além de promoverem a aeração do sedimento (Andretta et al., 2014). Estes processos ecossistêmicos, em conjunto, favorecem a oportunidade de nichos e denota a importância da diversidade destas espécies no fluxo de energia por meio da cadeia trófica de detritos. Por tal motivo, os caranguejos sesarmídeos são considerados peças-chaves em conservação, respondendo pelo equilíbrio ecológico das regiões costeiras mais produtivas do globo.

Biologia Geral

Devido à grande irradiação adaptativa em ambientes costeiros, semiterrestres e terrestres, os caranguejos sesarmídeos se destacam pelas diversas estratégias reprodutivas e de ciclos de vida selecionadas em cada habitat (Anger, 1995). As espécies vinculadas ao meio marinho ou salobro produzem muitos ovos pequenos, cujas larvas, chamadas zoeas, passam geralmente por três ou quatro estágios no plâncton (p. ex., *Aratus pisonii*, *Armases rubripes*, *A. angustipes* e *Sesarma rectum*) (Diaz & Bevilaqua, 1986; Fransozo & Hebling, 1986; Cuesta & Anger, 2001; Luppi et al., 2003). A gradual independência do ambiente marinho parece ter favorecido a produção de ovos maiores, com maior quantidade de vitelo, eclodindo larvas em estágios de desenvolvimento mais avançados, muitas vezes independentes de

alimentação planctônica (Anger, 1995). O tempo de vida larval no plâncton está relacionado com a capacidade de dispersão e colonização de novas áreas, de forma que um maior endemismo é característico das espécies com desenvolvimento larval abreviado (restrito a um ou dois estágios de zoeas) (Rabalais & Gores, 1985; Gonzáles-Gordillo et al., 2010). Ao final da fase larval ocorre uma metamorfose para um estágio de megalopa, que já se aproxima das áreas onde estão as populações parentais, onde recrutam.

Ao longo do crescimento juvenil, as trocas do exoesqueleto (mudas) são mais frequentes, deixando os animais mais susceptíveis à predação e ao canibalismo (Warner, 1967). A muda que demarca a transição de jovem para adulto é conhecida como muda da puberdade, quando ocorrem mudanças morfológicas no abdome das fêmeas, que torna-se mais largo nas fêmeas para acomodar a massa de ovos (Hartnoll, 1974; Hines, 1982). Fêmeas de braquiúros que produzem ovos grandes tendem a dispor de um menor número de ovos do que aquelas que produzem ovos pequenos, sendo esta uma característica espécie-específica (Hines, 1982). Já com relação ao número total de ovos incubados por vez, há uma correlação positiva entre o tamanho do indivíduo e seu potencial reprodutivo (Hines, 1982). Dentre as espécies analisadas com relação à fecundidade, *S. rectum* é a que apresenta maior porte (Leme, 2002; Silva & Chacur, 2002; Castiglioni et al., 2011), com oviposição média de 9.882 ovos (Leme, 2004); *Aratus pisonii* com tamanho corporal intermediário desova em média 15.000 ovos (Leme, 2006); por fim, *Armases rubripes*, considerada a menor de todas (10 mm de LC), chega ovipositar em média, entre 3.000 a 4.500 ovos (Oliveira & Leme, 2004; Lima et al., 2006).

O período reprodutivo dos sesarmídeos segue um padrão relativamente comum em caranguejos semiterrestres aclimatados em regiões tropicais e subtropicais, podendo ser contínuo ou com certa sazonalidade anual, com picos de desovas ocorrendo nos meses mais quentes e/ou chuvosos. Fêmeas ovígeras das espécies *Aratus pisonii*, *S. rectum* e *Armases rubripes* podem ser encontradas em quase todos os meses do ano (Leme & Negreiros-Fransoso, 1998; Leme, 2002; Nicolau & Oshiro, 2002; Lima et al., 2006; Silva et al., 2007; Castiglioni et al., 2011). Já *Armases angustipes* parece ter um período reprodutivo mais limitado, independentemente de sua distribuição latitudinal, pois no nordeste brasileiro (Pernambuco) Calado & Lacerda (1993) registraram fêmeas ovígeras em dois meses (março e abril) e Araújo et al. (2014) de janeiro a março, enquanto ao sul (Paraná) o período de desovas foi registrado durante a primavera (outubro a novembro) (Kowalczuk & Masunari, 2000). Provavelmente, os chamados picos reprodutivos sejam o resultado de desovas sequencias (múltiplas), realizadas pelas fêmeas em períodos mais favoráveis, fato que parece ser comum nos sesarmídeos avaliados, a exceção de *A. angustipes* (Leme, 2006a,b; Lima et al., 2006).

Os sesarmídeos apresentam grande plasticidade fenotípica, que tem se revelado intraespecificamente quanto ao tamanho médio alcançado pelos animais, tamanho de maturidade e tamanho dos ovos, todos estes refletindo respostas à

heterogeneidade ambiental. Neste contexto, destaca-se o caranguejo arborícola *Aratus pisonii*, notável por sua plasticidade no quesito largura máxima de carapaça (LC). Para esta espécie, exemplares muito pequenos (17 mm LC) podem ser observados em habitats de maior salinidade e baixa produtividade primária (Conde et al., 1989; Conde & Díaz, 1992a), enquanto que, em habitats mais produtivos os caranguejos alcançam maiores portes (entre 27 e 29 mm de LC) (Conde & Díaz, 1989; Leme, 2002). Essa variabilidade no tamanho máximo alcançado em cada ambiente é acompanhada pelo tamanho de maturidade (Conde & Dias, 1992b). Já a plasticidade fenotípica no tamanho dos ovos foi relatada para *S. rectum*, explicada por resposta sazonal dentro do mesmo habitat, com os ovos maiores sendo produzidos nos meses mais frios (período seco no sudeste do Brasil), enquanto os ovos menores são característicos do verão chuvoso (Leme, 2006b).

Ameaças

A área ocupada pelos manguezais no Brasil é de aproximadamente 13 mil km², distribuídos desde o Rio Oiapoque, AP (4°30'N) até o Rio Ponta Grossa, SC (28°30'S) (Spalding et al., 2010). Ao longo de sua distribuição os manguezais sofrem considerável variação estrutural, resultante de particularidades ambientais que ocorrem ao longo dos 7.400 km da linha de costa brasileira, distância que perfaz mais de 8.500 km por conta do expressivo recorte litorâneo. O Brasil possui a segunda maior extensão de manguezais no mundo, com 7,4% do total (IBAMA, 2002; Schaeffer-Novelli et al., 1990; Spalding et al. 2010).

Estima-se que 50% das áreas de manguezal em todo o mundo já tenham sido destruídas, embora no Brasil esta redução ainda seja considerada pouco significativa. Apesar disso, as pressões sobre os manguezais, cada vez mais intensas e frequentes, têm provocado considerável degradação nas últimas décadas. Metade da população brasileira reside a menos de 200 km do mar, com mais de 70 milhões de pessoas causando impactos diretos a este e outros ambientes costeiros. Este processo tem sido acentuado próximo aos grandes centros, onde baías e estuários estão comprometidos pela poluição e exploração dos recursos naturais (IBAMA, 2002; Kelleher et al., 1995; MMA, 2002; Lacerda et al., 2006). Neste sentido, o crescimento populacional tem sido a principal forma de pressão, seja pela construção de casas em áreas de alta sensibilidade ambiental (p. ex., em dunas, restingas, manguezais e estuários), pela falta de saneamento básico (80% dos esgotos no Brasil não recebem tratamento, sendo lançados diretamente em rios, lagoas ou no mar) e lançamento de insumos da agricultura e escórias industriais liberados sem descontaminação e em locais não determinados. Tais fontes de degradação, seja por supressão do habitat, alteração de seu uso ou mesmo liberação de poluentes orgânicos e/ou inorgânicos (p. ex., metais pesados) fazem com que 90% dos resíduos sólidos coletados no Brasil sejam direcionado a “lixões”, com 50% deles localizados junto a rios, lagoas

estuarinas e mar, sendo incorporado aos sedimentos por conta da liberação de chorume. Além disso, em algumas regiões brasileiras é frequente a conversão dos manguezais em tanques para a aquicultura (IBAMA, 2002; MMA, 2002), prática esta danosa ao meio ambiente, seja pelo uso de uma série de químicos empregados no controle de doenças e pragas que ocorrem nos viveiros, ou pela alteração dos processos geoquímicos e biológicos locais.

De acordo com resultados do GERCO (Gerenciamento Costeiro, do Ministério do Meio Ambiente, MMA), mais de 3.000 toneladas de poluentes líquidos são lançadas diariamente no litoral brasileiro. Entre os poluentes industriais, cerca de 130 toneladas possuem expressiva toxicidade, oriundas de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), seja de forma crônica ou aguda, que é apontada como um dos principais fatores de risco ao longo de toda a costa brasileira (MMA, 2002).

Ações de Conservação

No Brasil, o Código Florestal define os manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP) e prevê restrições a sua utilização. A supressão total ou parcial da vegetação natural só é permitida mediante autorização dos órgãos governamentais competentes, particularmente quando se configura como interesse público e social. No entanto, essa proteção não tem sido suficiente para garantir a preservação dessas áreas. Uma razão para isso é que as agências estaduais de meio ambiente determinam, para cada caso, o nível de restrição permitido, não havendo um sistema de licenciamento que utilize o mesmo nível de exigência quando da definição de atividades permitidas nas áreas de manguezal e naquelas transicionais.

Pesquisas Necessárias

Como já citado anteriormente, os sesarmídeos correspondem a um grupo relativamente bem estudado quanto à biologia básica e dinâmica populacional, devido à facilidade de acesso aos exemplares em áreas de manguezais e marismas. Contudo, considerando-se a abundância de algumas espécies e seu papel trófico nos sistemas estuarinos, fica clara a relativa ausência de pesquisas sobre a influência dessas espécies na dinâmica das comunidades. Até mesmo as regressões e expansões dos ecossistemas costeiros diante das mudanças climáticas, mencionadas por Godoy & Lacerda (2015), têm implicado em deslocamentos faunísticos, acompanhados de possíveis (e esperadas) sucessões das comunidades atualmente conhecidas para muitos ecossistemas. Apesar da resiliência de alguns, sabe-se que os manguezais são singulares frente às variáveis ambientais (Schaeffer-Novelli et al., 1990, 2016), particularmente na região sudeste do Brasil, que são mais vulneráveis pela própria

geologia costeira que os limitam a uma estreita planície (Godoy & Lacerda, 2015). Logo, as modificações nesses ecossistemas podem, certamente, afetar a riqueza e abundância do táxon, com impactos negativos sobre a produtividade secundária, incluindo importantes recursos pesqueiros.

Bibliografia

- Abele, L.G. 1992. A review of the Grapsid crab genus *Sesarma* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in America, with the description of a new genus. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 527: 60p.
- Andreotta, A.; Fusi, M.; Cameldi, I.; Cimò, F.; Carnicelli, S. & Cannicci, S. 2014. Mangrove carbon sink. Do burrowing crabs contribute to sediment carbon storage? Evidence from a Kenyan mangrove system. *Journal of Sea Research*, 85: 524-533.
- Anger, K. 1995. The conquest of freshwater and land by marine crabs: adaptations in life-history patterns and larval bioenergetics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 193: 119-145.
- Araújo, M.S.L.C.; Tenório, D.O. & Castiglioni, D.S. 2014. Population biology of the crab *Armases angustipes* (Crustacea, Decapoda, Sesarmidae) at Brazilian tropical coast. *Iheringia, Série Zoologia*, 104(2): 150-161.
- Calado, T. & Lacerda, P.R. 1993. Zonação vertical e variação sazonal da carcinofauna (Decapoda e Isopoda) do costão rochoso de Calhetas (Cabo-Pernambuco-Brasil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 36(4): 731-738.
- Castiglioni, D.S.; Oliveira, P.J.A; Silva, J.S. & Coelho, P.A. 2011. Population dynamics of *Sesarma rectum* (Crustacea: Brachyura: Grapsidae) in the Ariquindá River mangrove, north-east of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1: 1-7.
- Coelho, P.A.; Almeida, A.O. & Bezerra, L.E. de A. 2008. Checklist of the marine and estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1-58.
- Conde, J.E. & Díaz, H. 1989. Productividad del habitat e histórias de vida del cangrejo de mangle *Aratus pisonii* (H. Milne Edwards) (Brachyura, Grapsidae). *Boletín del Instituto Oceanográfico Venezolano, Univ. Oriente* 28: 113-120.
- Conde, J.E. & Díaz, H. 1992a. Extension of the stunding range in ovigerous females of the mangrove crab *Aratus pisonii* (H. Milne Edwards, 1837) (Decapoda, Brachyura, Grapsidae). *Crustaceana*, 62(3): 319-323.
- Conde, J.E. & Díaz, H. 1992b. Variations in intraspecific relative size at the onset of maturity (R_{50%}) in *Aratus pisonii* (H. Milne Edwards, 1837) (Decapoda, Brachyura, Grapsidae). *Crustaceana*, 62(2): 214-216.
- Conde, J.E.; Díaz, H. & Rodriguez, G. 1989. Crecimiento reducido en el cangrejo de

- mangle *Aratus pisonii* (H. Milne-Edwards) (Brachyura: Grapsidae). Acta Científica Venezolana, 40: 159-160.
- Cuesta, J.A. & Anger, K. 2001. Larval morphology of the sesarmid crab *Armases angustipes* Dana, 1852 (Decapoda, Brachyura, Grapsoidea). Journal of Crustacean Biology, 21(3): 821-838.
- Davie, P. 2009. Sesarmidae Dana, 1851. Accessed through: World Register of Marine Species at <www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=158047>. [Acessado em 02/10/2016].
- Diesel, R. & Schuh, M. 1993. Maternal care in the bromeliad crab *Metopaulias depressus* (Decapoda): maintaining oxygen, pH and calcium levels optimal for the larvae. Behavioral Ecology and Sociobiology, 32: 11-15.
- Diesel, R. & Horst, D. 1995. Breeding in a snail shell: ecology and biology of the Jamaican montane crab *Sesarma jarvisi* (Decapoda: Grapsidae). Journal of Crustacean Biology, 15: 179-195.
- Erickson, A.A.; Feller, I.K.; Paul, V.J.; Kwiatkowski, L.M. & Lee, W. 2008. Selection of an omnivorous diet by the mangrove tree crab *Aratus pisonii* in laboratory experiments. Journal of Sea Research, 59(1): 59-69.
- Fransozo, A. & Hebling, N.J. 1986. Desenvolvimento larval de *Sesarma (Holometopus) rectum*, Randall 1840 (Decapoda, Grapsidae) em laboratório. Revista Brasileira de Biologia, 46(2): 353-364.
- Fratini, S.; Vannini, M.; Cannicci, F. & Schubart, C.D. 2005. Tree-climbing mangrove crabs: a case of convergent evolution. Evolutionary Ecology Research, 7: 219-233.
- Godoy, M.D.P. & Lacerda, L.D. 2015. Mangroves response to climate change: a review of recent findings on mangrove extension and distribution. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 87(2): 651-667.
- González-Gordillo, J.I.; Anger, K. & Schubart, C.D. 2010. Morphology of the larval and first juvenile stages of two jamaican endemic crab species with abbreviated development, *Sesarma windsor* and *Metopaulias depressus* (Decapoda: Brachyura: Sesarmidae). Journal of Crustacean Biology, 30(1): 101-121.
- Hartnoll, R.G. 1974. Variation in growth pattern between some secondary sexual characters in crabs (Decapoda, Brachyura). Crustaceana, 27(2): 151-156.
- Hines, A.H. 1982. Allometric constraints and variables of reproductive effort in brachyuran crabs. Marine Biology, 69: 309-320.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2002. GEO Brasil - Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil. Brasília. 440p.
- Kowalczyk, V.G.L. & Masunari, S. 2000. Estrutura populacional de *Armases angustipes* (Dana) (Decapoda, Brachyura, Grapsidae) na Ilha do Farol, Matinhos, Paraná. Revista Brasileira de Zoologia, 17(1): 1-16.
- Lacerda, L.D.; Maia, L.P.; Monteiro, L.H.U.; Souza, G.M.; Bezerra, L.J.C. & Menezes, M.O.T. 2006. Manguezais do Nordeste. Ciência Hoje, 39(229): 24-29.
- Lee, S.Y. 1998. Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review.

- Marine and Freshwater Research, 49: 335-343.
- Lee, S.Y. 2005. Exchange of organic matter and nutrients between mangroves and estuaries: myths, methodological issues and missing links. *International Journal of Ecology and Environmental Science*, 31: 163-175.
- Leme, M.H.A. 2002. A comparative analysis of the population biology of the mangrove crabs *Aratus pisonii* and *Sesarma rectum* (Brachyura, Grapsidae) from the north coast of the São Paulo State, Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 22(3): 553-557.
- Leme, M.H.A. 2004. Fecundity and fertility of the mangrove crab *Sesarma rectum* Randall, 1840 (Grapsoida) from Ubatuba, São Paulo, Brazil. *Nauplius*, 12: 39-44.
- Leme, M.H.A. 2006a. Investimento reprodutivo e produção de ovos em desovas consecutivas do caranguejo *Aratus pisonii* (H. Milne Edwards) (Crustacea, Brachyura, Grapsoida). *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 727-732.
- Leme, M.H.A. 2006b. Seasonal changes in reproductive traits of the crab *Sesarma rectum* (Grapsoida: Sesarmidae) on the northern coast of São Paulo state, Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 26(2): 141-147.
- Leme, M.H.A. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1998. Reproductive patterns of *Aratus pisonii* (Decapoda: Grapsidae) from an estuarine area of São Paulo Northern Coast, Brazil. *Revista da Biología Tropical*, 46(3): 673-678.
- Lima, G.V.; Soares, M.R.S. & Oshiro, L.M.Y. 2006. Reproductive biology of the sesarmid crab *Armases rubripes* (Decapoda, Brachyura) from an estuarine area of the Sahy River, Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 96(1): 47-52.
- Luppi, T.A.; Spivak, E.D. & Bas, C.C. 2003. The effects of temperature and salinity on larval development of *Armases rubripes* Rathbun, 1897 (Brachyura, Grapsoida, Sesarmidae), and the southern limit of its geographical distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 575-585.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (Caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Ed. Plêiade, São Paulo. 604p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF, 404p.
- Ng, P.K.L. 2002. New species of cavernicolous crabs of the genus *Sesarmoides* from the Western Pacific, with a key to the genus (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Sesarmidae). *Raffles Bulletin of Zoology*, 50(2): 419-435.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie, P.J.F. 2008. Systema Brachyurorum Part 1. An annotated checklist of extant Brachyuran crabs of the world. *The Haffles Bulletin of Zoology*, 17: 1-286.
- Nicolau, C.F. & Oshiro, L.M.Y. 2002. Aspectos reprodutivos do caranguejo *Aratus pisonii* (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) do manguezal de Itacuruçá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(2): 167-173.
- Oliveira, C.C.F. & Leme, M.H.A. 2004. Desenvolvimento embrionário e fecundidade do caranguejo *Armases rubripes* (Crustacea, Brachyura, Grapsidae) de uma região

- estuarina de Ubatuba, SP. *Revista Biociências*, 10(3): 129-137.
- Rabalais, N.N. & Gore, R.H. 1985. Abbreviated development in decapods. In: A.M.Wenner (ed.) *Larval Growth*. pp. 67-126, A. A. Balkema, Rotterdam.
- Spalding, M.; Kainuma, M. & Collins, L. 2010. *World Atlas of Mangroves*, Earthscan. 319p.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Citrón-Molero, G.; Adaime, R.R. & Camargo, T.M. 1990. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, 13(2): 204-218.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Soriano-Sierra, E.J.; Vale, C.C.; Bernini, E.; Rovai, A.S.; Pinheiro, M.A.A.; Schmidt, A.J.; Almeida, R.; Coelho-Jr, C.; Menghini, R.P.; Martinez, D.I.; Abuchahla, G.M.O.; Cunha-Lignon, M.; Charlier-Sarubo, S.; Shirazawa-Freitas, J. & Cintrón-Molero, G. 2016. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64 (sp2): 83-98.
- Schubart, C.D.; Liu, H.C. & Ng, P.K.L. 2009. Revision of *Selatium* Serène & Soh, 1970 (Crustacea: Brachyura: Sesarmidae), with description of a new genus and two new species. *Zootaxa*, 2154: 1-29.
- Schubart, C.D.; Weil, T.; Stenderup, J.T.; Crandall, K.A. & Santl, T. 2010. Ongoing phenotypic and genotypic diversification in adaptively radiated freshwater crabs from Jamaica. In: M. Glaubrecht (ed.). *Evolution in Action - Adaptive Radiations and the Origins of Biodiversity*, pp. 323-349. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Silva, S.M.J.; Hirose, G.L. & Negreiros-Franozo, M.L. 2007. Population dynamic of *Sesarma rectum* (Crustacea, Brachyura, Sesarmidae) from a muddy flat under human impact, Paraty, Rio de Janeiro, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 97(2): 207-214.
- Silva, S.M.J. & Chacur, M.M. 2002. Population biology of *Sesarma rectum* Randall, 1840 (Decapoda, Grapsoidea, Sesarmidae) at Itamambuca mangrove in northern littoral of São Paulo state, Brazil. *Nauplius*, 10(1): 47-54.
- Thiercelin, N. & Schubart, C.D. 2014. Transisthmian differentiation in the tree-climbing mangrove crab *Aratus* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea, Brachyura, Sesarmidae), with description of a new species from the tropical eastern Pacific. *Zootaxa*, 3793(5): 545-560.
- Warner, G.F. 1967. The life history of the mangrove tree crab *Aratus pisonii*. *Journal of Zoology London*, 153: 321-335.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Aratus pisonii* (H. Milne Edwards, 1837)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: A espécie é abundante e ocorre principalmente em áreas de manguezal, possuindo ampla distribuição no Brasil (do Amapá até Santa Catarina). Embora esteja sujeita às pressões antrópicas, que comumente afetam os manguezais em todo o país, não existem ameaças diretas ou indício de declínio populacional.

***Armases angustipes* (Dana, 1852)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Armases angustipes* se distribui no Atlântico ocidental no México, Antilhas e Brasil (do Pará até Santa Catarina). Habita estuários, sendo mais frequente na região marginal. Ocorre também no litoral rochoso e em bromeliáceas. Não foram identificadas ameaças específicas. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

***Armases rubripes* (Rathbun, 1897)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Armases rubripes* (Rathbun, 1897) no Atlântico Ocidental se distribui na América Central, norte da América do Sul, Brasil (do Ceará a Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina. É encontrada em marismas, no sedimento entre as raízes; também pode ser observado em fissuras e cavidades de trapiches e rochas. A espécie é encontrada em ambientes altamente impactados, onde não há registro de declínio populacional. Não foram identificadas ameaças específicas. Desta forma, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

***Sesarma rectum* Randall, 1840**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: A espécie é comumente encontrada nos estuários brasileiros, apesar das poucas publicações mencionando sua ecologia e habitat. Embora a degradação do habitat seja notável, não há indícios de que a espécie esteja sob ameaça. Portanto, a espécie foi avaliada como Menos Preocupante (LC).

Prancha I



***Sesarima rectum* Randall, 1840**
Foto: Maria Helena A. Leme



***Aratus pisonii* (H. Milne Edwards, 1837)**
Foto: Marcelo Pinheiro



***Armases angustipes* (Dana, 1852)**
Foto: Walther Ishikawa



***Armases rubripes* (Rathbun, 1897)**
Foto: Walther Ishikawa

CAPÍTULO 31

AVALIAÇÃO DE *Pleoticus muelleri* (SPENCE BATE, 1888) (DECAPODA: SOLENOCERIDAE)

Roberta A. Santos, Rogério C. Costa & Ana Maria T. Rodrigues

Palavras-chave: camarão-santana, camarão-vermelho, conservação, pesca, risco de extinção.

Introdução

A família Solenoceridae Wood-Mason & Alcock, 1891, é composta por nove gêneros e 86 espécies no mundo, das quais 12 são registradas no Oceano Atlântico Ocidental (De Grave et al., 2009; Tavares & Martin, 2010). A maioria das espécies ocorre em águas profundas e cinco gêneros possuem interesse comercial (Tavares & Martin, 2010).

Dessa família, em águas costeiras brasileiras, são registradas apenas três espécies (Calazans, 2000). Uma dessas espécies, *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888), conhecida como camarão-santana ou camarão-vermelho, é endêmica do Atlântico Sudoeste e foi a única espécie que teve seu estado de conservação avaliado no Brasil, em oficina realizada em 2013.

Distribuição Geográfica

Pleoticus muelleri distribui-se no Atlântico Ocidental desde o Espírito Santo (20°S), no Brasil, até a Província Santa Cruz, na Patagônia Argentina (50°S) (Pérez-Farfante & Kensley, 1997; Boschi, 1989; D’Incao, 1999; Costa et al., 2003; IBAMA, 2011).

Habitat e Ecologia

É uma espécie bentônica, que desenvolve todo seu ciclo de vida em ambiente

marinho, ocorrendo em sedimentos finos, lamosos ou arenosos (Boschi, 1997; Dumont & D’Incao, 2008), sendo que estudos no litoral paulista indicaram uma maior abundância da espécie em fundos com maior porcentagem de silte e argila (Costa et al., 2004; Simões, 2012).

Pleoticus muelleri possui registros em profundidades entre 2 a 600 m (Gorny, 1999; Costa et al., 2003). No Brasil, as maiores abundâncias registradas ocorreram em áreas entre 15 e 45 m (Dumont, 2005; Castilho et al., 2007; Sancinetti, 2015).

O padrão de abundância da espécie é diretamente influenciado pela temperatura de fundo, estando associado à entrada, na plataforma continental, da massa de água ACAS (Água Central do Atlântico Sul), sendo sua ocorrência considerada como indicador dessa massa d’água (Carvalho-Batista et al., 2011; Prata, 2012). Em sua área de distribuição, a espécie ocorre em águas com temperaturas entre 9 e 25° C (Holthuis, 1980), e no Brasil as maiores abundâncias foram registradas em temperaturas inferiores a 19°C (Costa et al., 2004; Castilho et al., 2008a; Simões, 2012).

Embora a reprodução de *P. muelleri* e a presença de juvenis ocorra durante todo o ano (reprodução contínua) (Castilho et al., 2008b; Prata, 2012), em um estudo no litoral de São Paulo, foram observados dois principais picos de recrutamento: um no inverno (julho- agosto) e outro no verão (janeiro) (Castilho et al., 2012). Em Santa Catarina, a maior presença de fêmeas maduras foi observada na primavera, sendo também associado ao afloramento de ACAS na plataforma continental (Prata, 2012).

Na Argentina, é observada, durante a época reprodutiva, uma migração dos indivíduos em direção a maiores profundidades, em busca de águas com maior salinidade, onde atingem a maturidade sexual, copulam e realizam a desova (Boschi, 1989).

Biologia Geral

Apresenta comprimento total (CT) máximo de 19,0 cm para machos (Pérez-Farfante, 1977), sendo o CC máximo de 3,75 cm (machos) e 5,80 cm (fêmeas).

No litoral de São Paulo, o tamanho da maturidade sexual foi estimado por Castilho et al. (2008b) em 0,9 e 1,1 cm de comprimento da carapaça (CC) para machos e fêmeas, respectivamente, considerando a temperatura o estímulo ambiental para o ciclo de desenvolvimento do ovário. Em Santa Catarina, o tamanho de primeira maturação foi estimado em 1,9 cm CC para as fêmeas (Prata, 2012). No litoral do Uruguai, por sua vez, os tamanhos de primeira maturação foram bem maiores, sendo 3,3 cm CC para as fêmeas e 2,5 cm CC para os machos (Segura & Delgado, 2012).

A partir de coletas realizadas no litoral de São Paulo, a longevidade da espécie

foi estimada em 21,6 a 23,5 meses para machos e 24,2 e 25,8 meses para fêmeas (Castilho et al., 2012). No Rio Grande do Sul, por sua vez, a idade máxima estimada, a partir de coletas realizadas por Baptista-Petry (2007), foi de 19,1 meses para fêmeas e 9,6 meses para machos.

O estoque da espécie no Rio Grande do Sul parece pertencer a mesma população da costa do Uruguai e do norte da Argentina, tratando-se de um estoque compartilhado por esses países e seu ciclo de vida, provavelmente, está associado a migrações entre a costa sul do Brasil e o Uruguai (IBAMA, 2011).

Ameaças e Usos

A maior abundância de *Pleoticus muelleri* é observada em águas argentinas, onde é a principal espécie de crustáceo capturada comercialmente, chegando a mais de 10.000 t desembarcadas por ano (Boschi, 1989; Tavares & Martin, 2010).

No Brasil, a partir da década de 1980, com a diminuição dos estoques dos camarões peneídeos, em especial o camarão-rosa, comumente pescados em águas do litoral sudeste e sul, parte da frota foi direcionada também à captura de outras espécies, dentre elas o camarão-santana (Valentini et al., 1991; D’Incao et al., 2002).

A pescaria de *Pleoticus muelleri* é mais desenvolvida no Rio Grande do Sul, onde a espécie é mais comum, quando comparada ao litoral de outros estados brasileiros (Dumont & D’Incao, 2008; IBAMA, 2011). Nessa região, é pescada juntamente com *Artemesia longinaris* (camarão-barba-ruça) por uma frota composta por pequenos barcos de arrasto, sendo também conhecida uma pescaria com rede fixa, semelhante à rede de saquinho, adaptada para utilização no oceano (IBAMA, 2011). Nos demais estados, é em sua maioria uma pescaria de pequena escala, geralmente associada a outras espécies de camarão, como o camarão-barba-ruça e o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) (IBAMA, 2011; Castilho et al., 2012; Pantaleão, 2013).

Na década de 2000, a biomassa total estimada no Rio Grande do Sul de *P. muelleri* por Baptista-Metri (2007) foi de 4.600 t, um pouco superior ao máximo rendimento sustentável estimado para o sudeste e sul (4.447 t), indicando que o estoque esteja no limite da sua capacidade de exploração.

Analisando os desembarques da espécie no sudeste/sul do Brasil, no período de 1978 a 2011, observa-se que o maior volume desembarcado ocorreu em 1988 (4.112 t). A partir da década de 2000, os valores dos desembarques oscilaram ao redor 1.000 t (MPA, 2009, 2011; IBAMA, 2011).

Um estudo de Baptista-Metri & Perez (2014), sobre a variação dos desembarques e esforço da pescaria de arrasto-de-fundo no sul do Brasil, na década de 2000, mostrou que as abundâncias de *P. muelleri* mostraram grandes flutuações interanuais, com anos de altas abundâncias, seguidos de um ano de baixa abundância. Essas flutuações, por sua vez, não indicaram nenhuma tendência clara de aumento ou diminuição e poderiam

estar associadas à variabilidade do próprio recrutamento, como também sugerido por outros estudos (Boschi, 1989; Haimovici & Mendonça, 1996; D’Incao et al., 2002).

Ações de Conservação

Algumas recomendações para proteção dos estoques do camarão-santana são as seguintes: 1) Definição e criação de áreas de exclusão a pesca (temporal ou espacial) que protejam fases críticas de seu ciclo de vida (p. ex., recrutamento); 2) Dimensionar o atual esforço de pesca que atua sobre a espécie e definir medidas de controle deste esforço que possam assegurar a sustentabilidade (econômica, social e ambiental) das pescarias que incidem sobre a espécie; e 3) Implementação de um Plano de Gestão Para o Uso Sustentável de Camarões Marinhos.

Pesquisas Necessárias

É fundamental que exista um programa de monitoramento das capturas de *Pleoticus muelleri* ao longo de sua distribuição, considerando tanto a pesca industrial, como artesanal a fim de gerar subsídios à gestão do uso deste recurso.

Dada as diferenças encontradas nos parâmetros populacionais da espécie, recomenda-se estudos de diferenciação e estrutura populacional ao longo de sua distribuição, incluindo o litoral do Uruguai e Argentina.

Bibliografia

- Baptista-Metri, C. 2007. Biologia Pesqueira de *Artemesia longinaris* Bate, 1988 (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeidae) e de *Pleoticus muelleri* (Bate, 1988) no sul do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 245p.
- Baptista-Metri, C. & Perez, J.A.A. 2014. A LPUE (landing per unit effort) analysis of the trawl fishery for the coastal shrimps *Artemesia longinaris* and *Pleoticus muelleri* off Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(4): 235-245.
- Boschi, E.E. 1989. Biología pesquera del lagostino del patagonico de Argentina (*Pleoticus muelleri*). *Contrib. Boletín del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 646: 5-71.
- Boschi, E.E. 1997. Las pesquerías de crustáceos decápodos en el litoral de la República Argentina. *Investigaciones Marinas*, 25: 19-40.
- Calazans, D. 2000. Taxonomy of solenocerid larvae and distribution of larval phases of *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Solenoceridae) on the southern Brazilian coast. In: J.C. Von Vaupel Klein & F.R. Schram (eds.). *The biodiversity*

- crisis and Crustacea, Crustaceans Issues, 12: 565-575.
- Carvalho-Batista, A.; Simões, S.M.; Lopes, M. & Costa, R.C. 2011. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) and *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, Penaeoidea) in the southeastern Brazilian littoral. *Nauplius*, 19(2): 135-143.
- Castilho, A.; Pie, M.R.; Fransozo, A.; Pinheiro, A.P. & Costa, R.C. 2008a. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*, 88(1): 119-123.
- Castilho A.L.; Costa, R.C.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2008b. Reproduction and recruitment of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Marine Biology Research*, 4: 361-368.
- Castilho, A.L.; Teixeira, G.M.; Costa, R.C. & Fransozo, A. 2007. Distribuição batimétrica dos camarões marinhos (Decapoda: Penaeoidea) no litoral norte do estado de São Paulo. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu – MG.
- Castilho, A.L.; Wolf, M.R.; Simões, S.M.; Bochini, G.L.; Fransozo, V. & Costa, R.C. 2012. Growth and reproductive dynamics of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Journal of Marine Systems*, 105-108: 135-144.
- Costa, R.C.; Fransozo, A. & Pinheiro, A.P. 2004. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 195-203.
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Melo, G.A.S. & Freire, F.A.M. 2003. Chave ilustrada para identificação dos camarões Dendrobranchiata do litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-12.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R.E. 2009. A Classification of Living and Fossil Genera of Decapod Crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology Supplement*, 21: 1-109.
- D’Incao, F. 1999. *Sudordem Dendrobranchiata* (camarões marinhos). In: Buckup, L. & Bond-Buckup, G. Os camarões do Rio Grande do Sul, Rio Grande: FURG. p. 271-299.
- D’Incao, F.; Valentini, H. & Rodrigues, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil 1965-1999. *Atlântica*, 24(2): 103-116.
- Dumont, L.F.C. 2005. Distribuição e abundância do camarão-barba-ruça *Artemesia longinaris* e do camarão-santana *Pleoticus muelleri* nas águas costeiras da Plataforma Sul. In: Vooren, C.M.; Klippel, S. Ações para a conservação de tubarões e raias no Sul do Brasil. Porto Alegre. 129-134p.
- Dumont, L.F.C. & D’Incao, F. 2008. Distribution and abundance of the Argentinean (*Artemesia longinaris*) and red (*Pleoticus muelleri*) prawns (Decapoda: Penaeidae) in Southern Brazil during the commercial double-ring trawl fishery season. *Nauplius*,

- 16(2): 83-94.
- Gorny, M. 1999. On the biogeography and ecology of the Southern Ocean decapod fauna. *Scientia Marina*, 63(1): 367-382.
- Haimovici, M. & Mendonça, J.T. 1996. Análise da pesca de arrasto de tangones de peixes e camarões no sul do Brasil, período 1989-1994. *Atlântica*, 18:143-160.
- Holthuis, L.B. 1980. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. Rome: FAO Species Catalogue, 125(1): 271p.
- IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2011. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil. Dias-Neto, J. (Org.). Brasília, DF. IBAMA, 242p.
- MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura, 2009. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2008 e 2009. MPA, Brasília-DF, 99p.
- MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura, 2011. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2011. MPA, Brasília-DF, 60p.
- Pantaleão, J.A.F. 2013. Comparação da estrutura da assembleia de camarões marinhos (Penaeoidea e Caridea) em duas localidades do sudeste brasileiro. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, UNESP, campus de Botucatu, 87p.
- Pérez-Farfante, I. 1977. American solenocerid shrimps of the genera *Hymenopenaeus*, *Haliporoides*, *Pleoticus*, *Hadropenaeus* new genus, and *Mesopenaeus* new genus. *Fish. Bull.* 75: 261-346.
- Pérez-Farfante, I. & Kensley, B. 1997. Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the world. Keys and diagnoses for the families and genera. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 175: 1-233.
- Prata, P.S. 2012. Dinâmica populacional do camarão-santana *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Solenoceridae) na enseada de balneário Camboriú, SC, Brasil. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Rio Grande, FURG, Rio Grande-RS, 103p.
- Sancinetti, G.S. 2015. Biologia do camarão *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) em seu limite norte de distribuição no Atlântico Sul, numa região sobre efeito da ressurgência oceânica. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 109p.
- Segura, A.M. & Delgado, E.A. 2012. Size at sexual maturity and growth of the red shrimp *Pleoticus muelleri* (Decapoda: Penaeoidea) captured artisanally in the Atlantic coast of Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 7(3):125-134.
- Simões, S.M. 2012. Estrutura da comunidade e biologia reprodutiva de camarões marinhos (Penaeoidea e Caridea), no Complexo Baía-Estuário de Santos e São Vicente/SP, Brasil. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 149p.
- Tavares, C. & Martin, J.W. 2010. Suborder Dendrobranchiata Bate, 1881. *Crustacea*, 9a(63): 99-164.
- Valentini, H.; D'Incao, F.; Rodrigues, L.F.; Rebelo Neto, J.E. & Rahna, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa, *Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*, nas regiões

Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica*, 13(1): 143-157.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

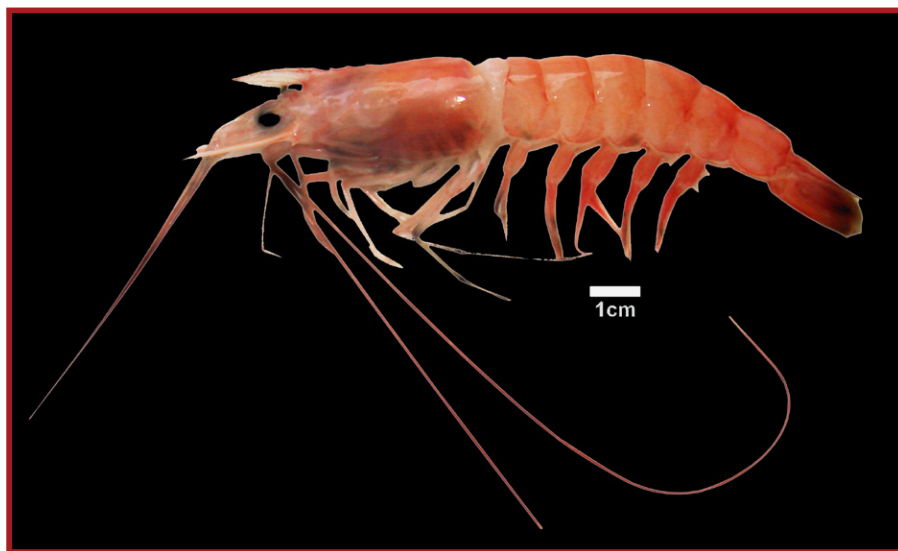
Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: *Pleoticus muelleri* é uma espécie bentônica distribuída no Atlântico Ocidental do Brasil (Espírito Santo) à Argentina, habitando preferencialmente de 5 a 25 m de profundidade, podendo ocorrer até 600 m. Existe aporte de indivíduos vindos do Uruguai e Argentina. Embora exista uma crescente atividade de pesca dirigida à espécie, não há indicação de que sua população esteja declinando. Portanto, *Pleoticus muelleri* foi categorizada como Menos Preocupante – LC. Contudo, recomendam-se medidas de manejo pesqueiro adequadas à manutenção do estoque, como a redução do esforço de pesca e o monitoramento das capturas.

Prancha I



Pleoticus muelleri (Spence Bate, 1888)

Escala: 1cm

Foto: Roberta A. Santos

CAPÍTULO 32

AVALIAÇÃO DOS CARANGUEJOS TRICODACTILÍDEOS (DECAPODA: TRICHODACTYLIDAE)

Célio Magalhães

Palavras-chave: água doce, ameaça, caranguejo de água doce, extinção, impacto.

Introdução

Bem menos diversa que Pseudothelphusidae (ver capítulo 25), a outra família de caranguejos dulcícolas verdadeiros que ocorre no Brasil é a Trichodactylidae, que soma cerca de 50 espécies que se distribuem do sul do México a Argentina (Rodríguez, 1992). No Brasil, são conhecidas cerca de 30 espécies presentes em todas as grandes bacias hidrográficas do território nacional, estando ausentes apenas em rios temporários do semiárido nordestino (Magalhães, 2003). É possível que essa diversidade de espécies não deva aumentar de forma significativa no futuro, pois a curva do número acumulativo de espécies descritas desde 1783 parece já ter se estabilizado (Yeo et al., 2008). Nesta etapa do Processo de Avaliação do Estado de Conservação da Fauna Brasileira foram avaliadas 30 espécies de tricodactídeos, pertencentes a dez gêneros (Anexo I).

O estado de conservação das espécies brasileiras da família já havia sido avaliado no âmbito da Avaliação Global dos Caranguejos de Água Doce, realizada em 2008 (Cumberlidge, 2008). Porém, no atual Processo, não foram avaliadas duas espécies (*Trichodactylus crassus* A. Milne-Edwards, 1869, e *Valdivia cururuensis* Bott, 1969) cuja situação taxonômica era considerada como incerta no momento da avaliação regional, embora ambas tenham constado da avaliação global. Todas as demais permaneceram com a mesma categorização atribuída por ocasião da avaliação global.

As espécies brasileiras de tricodactídeos ainda são pouco estudadas, mas têm recebido mais atenção do que os pseudotelfúsídeos no que tange a estudos sobre biologia, ecologia e fisiologia. A partir do levantamento feito por Magalhães (2003), o conhecimento acerca da família foi incrementado por contribuições de diversos autores. Ademais dos trabalhos sobre taxonomia e faunística, os estudos

se concentraram em poucas espécies, geralmente *Dilocarcinus pagei* e *Trichodactylus fluviatilis*. Aspectos da ecologia e biologia foram estudados por Mansur et al. (2005), Pinheiro & Taddei (2005a, b), Oliveira et al. (2009), Rosa et al. (2009), Scarton et al. (2009), Zimmermann et al. (2009), Alves et al. (2010), Venancio & Leme (2010), Affonso & Signorelli (2011), Lima et al. (2012), Silva et al. (2012), Marcondes Lima et al. (2013), Pescinelli et al. (2013), Sant'Anna et al. (2013), Vieira et al. (2013) e Silva et al. (2014). A dinâmica populacional de *T. fluviatilis* e de *D. pagei* foi estudada, respectivamente, por Alarcon et al. (2002) e Davanso et al. (2013). Esta última espécie foi a mais investigada quanto a aspectos de fisiologia (Onken & McNamara, 2002; Amado et al., 2006; Augusto et al., 2007; Granado Sá et al., 2010; Firmino et al., 2011), enquanto *T. panoplus* foi objeto de um estudo sobre taxa metabólica efetuado por Dalosto & Santos (2011). Dois estudos sobre a utilização de *T. fluviatilis* como espécie biomonitora de metais pesados foram realizados por Chagas et al. (2009) e Franchi et al. (2011). Costa Neto (2007) estudou a etnozoologia desta espécie em um povoado do estado da Bahia. Lima et al. (2013) relataram a presença de seis espécies de tricodactílideos como espécies associadas à pesca artesanal do camarão *Macrobrachium amazonicum* na foz do rio Amazonas

Após 2003, trabalhos sobre taxonomia e inventários faunísticos incluindo a família foram feitos por Rocha e Bueno (2004, 2011), que estudaram a fauna de decápodes de água doce da bacia do rio Ribeira do Iguape e áreas costeiras adjacentes, e no Parque Estadual de Jacupiranga, ambos no estado de São Paulo; por Magalhães et al. (2005), que registraram e discutiram a possível introdução de *Dilocarcinus pagei* na bacia do alto rio Paraná; por Magalhães et al. (2006), que registraram *Sylviocarcinus pictus* e *Valdivia serrata* entre as espécies de decápodes utilizadas como alimentos pelos índios Yanomamis da aldeia de Balawa-ú, no Amazonas; por Barros (2007), que relatou a ocorrência de *Trichodactylus panoplus* em lagoas da planície costeiras do Rio Grande do Sul; por Magalhães e Pereira (2007), que fizeram um levantamento da fauna de decápodes na região do escudo das Guianas; por Almeida et al. (2008), que inventariaram a fauna de decápodes dulcícolas do sudeste da Bahia e acrescentaram novas informações sobre a ocorrência de *Trichodactylus fluviatilis* na região; por Lima-Junior et al. (2008), que registraram *Goyazana castelnaui* no estado do Piauí; por Magalhães & Türkay (2008a,b), que revisaram as espécies dos gêneros *Dilocarcinus* e *Poppiana*, e do gênero *Rotundovaldivia*, respectivamente; por Mossolin & Mantelatto (2008), que revisaram as espécies de *Trichodactylus* da ilha de São Sebastião (litoral do estado de São Paulo); por Werle & Bazílio (2008), que mencionaram a presença de *T. fluviatilis* no município de Porto União, em Santa Catarina; por Gomides et al. (2009), que relataram esta mesma espécie em Juíz de Fora, Minas Gerais; por Azevedo-Santos & Lima-Stripari (2010), que registram *D. pagei* no estado de Minas Gerais; por Boos et al. (2012), que relacionaram as espécies de crustáceos do estado de Santa Catarina, entre os quais os Trichodactylidae; e por Cavalcante et al. (2012), que informaram registro de *Sylviocarcinus devillei* e *S. pictus* nos arredores de Belém, no Pará.

Distribuição Geográfica

Os tricodactilídeos têm um padrão de distribuição disjunta, em que um pequeno grupo ocorre no sul do México, e outro, que reúne a maioria das espécies, é encontrado nas bacias hidrográficas da América do Sul com drenagem para o oceano Atlântico (Rodríguez, 1992; Magalhães & Türkay, 1996, 2012). No Brasil, a família distribui-se em quase todo o território nacional, estando ausente apenas em alguns rios temporários do nordeste brasileiro (Magalhães, 2003).

A maioria das espécies da família ocorre na bacia amazônica, onde se encontram mais de 60% das espécies registradas no Brasil. Em seguida, mas bem menos diversa, é a região do Pantanal mato-grossense, na bacia do rio Paraguai, onde se distribuem aproximadamente 25% das espécies, embora quase a metade das espécies que ocorrem no Pantanal também está presente na região amazônica, como é o caso de *Dilocarcinus pagei*, *Poppiana argentiniana*, *Trichodactylus borellianus* e *Zilchiopsis oronensis*. Uma única espécie, *Goyazana castelnaui*, que se distribui em vasta área do Brasil central, está presente em quatro bacias hidrográficas brasileiras: na bacia amazônica, na do rio Paraguai, no do alto rio Paraná e na do rio São Francisco. As bacias costeiras da faixa litorânea do nordeste, sudeste e sul do Brasil possuem pelo menos três espécies do gênero *Trichodactylus*: *T. dentatus*, *T. fluviatilis* e *T. petropolitanus*. Entretanto, há indícios de que esses táxons se tratem de complexo de espécies, o que, a se confirmar essa situação em estudos futuros, acarretaria mudanças tanto na taxonomia e zoogeografia, quanto na própria da avaliação de seus respectivos estados de conservação.

Por serem típicas de terras baixas, presentes nas planícies de inundação dos rios, muitas espécies da família têm áreas de distribuição bastante amplas. Essa é a situação da maioria das espécies registradas na Amazônia brasileira, onde táxons como *Dilocarcinus pagei*, *D. septemdentatus*, *Sylviocarcinus devillei*, *S. maldonadoensis*, *S. pictus* e *Valdivia serrata* podem ser encontrados em várias sub-bacias do rio Amazonas. Algumas, como *Goyazana rotundicauda*, *Moreirocarcinus emarginatus*, *M. laevifrons*, *Poppiana dentata*, *P. bulbifer*, *Rotundovaldivia latidens* e *Trichodactylus ehrhardti* têm um ou poucos registros em território brasileiro, mas suas distribuições se estendem a países limítrofes da Amazônia brasileira; outras, como *Fredilocarcinus apyratii*, *Trichodactylus faxoni* e *Valdivia novemdentata*, são conhecidas de locais restritos na bacia, mas é muito provável que suas respectivas áreas de distribuição estejam subestimadas, tendo em vista que as informações de ocorrência das mesmas estão baseadas em coletas esporádicas e esparsas. Grandes áreas da bacia amazônica ainda permanecem pouco exploradas e um esforço amostral mais intenso e abrangente é necessário para um quadro mais claro e preciso de suas distribuições.

Habitat e Ecologia

Os Trichodactylidae são principalmente caranguejos de regiões baixas, geralmente vivendo em áreas abaixo de 300 metros de altitude (Rodríguez, 1981). No Brasil, a maioria das espécies habita as planícies de inundação de grandes rios e áreas periodicamente inundáveis da bacia amazônica e do Pantanal mato-grossense, sendo comuns nos ambientes lênticos das bacias hidrográficas. Algumas espécies podem ser encontradas em pequenos igarapés florestais, junto a poças ou nascentes. São usualmente encontradas sob ou entre fendas das rochas e de troncos submersos, podendo também ocorrer em buracos marginais, ou até mesmo fora d'água, sobre ou sob rochas, ou ao longo das margens.

Esses animais, como todos os representantes das famílias consideradas como caranguejos de água doce verdadeiros (Yeo et al., 2008), possuem desenvolvimento direto, passando toda a fase larval dentro do ovo e eclodindo como um juvenil. O desenvolvimento pós-embrionário de *Dilocarcinus pagei* foi o único até o momento estudado de uma espécie de Trichodactylidae (Vieira et al., 2013).

Dilocarcinus pagei é um dos poucos representantes da família estudado quanto a aspectos biológicos e ecológicos. Na região amazônica, ocorre tipicamente nas áreas de várzea dos rios e lagos dos sistemas hídricos de água branca, onde é frequentemente encontrada associada à vegetação aquática, em remansos e em áreas pantanosas, desenvolvendo-se muito bem em águas lênticas. Mansur & Hebling (2002) estudaram aspectos da biologia da espécie no Pantanal mato-grossense e encontram fêmeas ovígeras entre 32 e 42 mm de largura da carapaça, produzindo $213,8 \pm 116,5$ ovos; fêmeas carregando jovens atingiram até 52 mm de largura da carapaça. As fêmeas ovígeras foram encontradas no período das chuvas, de novembro a março. Estudos de crescimento relativo dessa espécie foram realizados sobre populações do Pantanal mato-grossense (Mansur et al., 2005) e de reservatórios artificiais do estado de São Paulo, onde também se estudou o fator de condição e a relação peso/tamanho (Pinheiro & Tadei 2005a, b).

Mansur & Hebling (2002) estudaram aspectos da biologia de *Sylviocarcinus australis* no Pantanal Mato-Grossense e encontram fêmeas ovígeras entre 22 e 43 mm de largura da carapaça, produzindo $170,2 \pm 80,6$ ovos. As fêmeas ovígeras foram encontradas no período das chuvas, de novembro a março.

Biologia Geral

São escassos os estudos sobre a dinâmica populacional em representantes de Trichodactylidae no Brasil. Alarcon et al. (2002) apresentaram resultados preliminares sobre a estrutura populacional de *Trichodactylus fluviatilis* em Ubatuba (SP), em que verificaram a razão sexual de 1:1, com distribuição normal do tamanho da população, embora não tenham encontrado fêmeas ovígeras durante o período de estudo. Recentemente, Davanso et al. (2013) estudaram a dinâmica

populacional de *Dilocarcinus pagei* no reservatório da represa hidroelétrica de Marimbondo-Furnas, no rio Grande (estado de São Paulo), localizada em região onde a espécie foi muito provavelmente introduzida por ações antrópicas (Magalhães et al., 2005). Davanzo et al. (2013) encontraram que o maior número de indivíduos reprodutivos foi registrado durante os meses de inverno e primavera, e que a postura ocorria na primavera, com consequente recrutamento intenso de juvenis durante os meses de verão, coincidindo com período de maior intensidade de precipitação pluviométrica. Em vista disso, os autores constataram uma reprodução sazonal na população estudada. Rosa et al. (2009), em um estudo sobre a distribuição de três espécies de caranguejos tricodactídeos (*Dilocarcinus pagei*, *Poppiana argentiniana* e *Valdivia camerani*) em alagados do Pantanal Mato-Grossense durante o período de cheia, verificaram uma densidade média de 0,63 ind./m², com predominância de juvenis.

Dilocarcinus pagei foi provavelmente introduzida em áreas não nativas da espécie (Magalhães et al., 2005), aparentemente apresentando boa adaptação nessas novas áreas (nacia do alto rio Paraná), o que talvez possa estar ocasionando um aumento da população. No Pantanal mato-grossense, ela é explorada artesanalmente como isca viva para pesca esportiva (Moraes & Espinoza, 2001).

Não há estudos populacionais sobre as demais espécies da família e mesmo os poucos estudos supracitados são insuficientes para uma avaliação generalizada sobre a situação das populações das espécies. Porém, como muitas delas têm áreas de distribuição amplas (várias delas ocorrem em mais de um país) e várias ocorrem em regiões prístinas da bacia amazônica, sem ameaças significativas em longo prazo, estima-se que seja improvável que suas respectivas populações estejam declinando o suficiente para qualificá-las em categorias de risco.

Ameaças

Há poucas informações sobre possíveis ameaças a espécies de Trichodactylidae. *Dilocarcinus pagei* é bastante utilizada na região do Pantanal mato-grossense, onde é pescada para servir de isca viva na pescaria esportiva (Moraes & Espinoza, 2001), mas não há estudos específicos sobre o impacto dessa atividade na população. Outras possíveis ameaças futuras a essa espécie podem ser a perda ou degradação de habitats devido a ações antropogênicas que poderiam afetar subpopulações em escala local. Sua extensa distribuição inclui ocorrências dentro de áreas de preservação ou de desenvolvimento sustentável, bem como em áreas indígenas reservadas. A única outra espécie da família a ter registro de utilização por populações humanas é *Trichodactylus fluviatilis* que é utilizado como fonte de alimento por comunidades tradicionais do povoado de Pedra Branca, na Bahia (Costa-Neto, 2007).

Trichodactylus panoplus e *T. kensleyi*, por serem espécies cuja extensão de ocorrência abrange áreas de intensa atividade agropastoril no Rio Grande do Sul,

pode ter populações sujeitas à poluição por pesticidas agrícolas, mas não há estudos a esse respeito. Espécies como *T. fluviatilis*, *T. petropolitanus* e *T. dentatus*, por ter uma extensão de ocorrência que corresponde em grande parte à área da Mata Atlântica, podem estar sujeitas a ações antropogênicas indutoras de degradação e ou de perda de habitats, ou poluição aquática, que poderiam afetar subpopulações em escala local. Entretanto, ainda não se tem informações sobre decréscimo populacional de nenhuma delas. As espécies também são encontradas em áreas remotas ou em áreas relativamente bem conservadas ao longo da Serra do Mar, inclusive dentro de parques e áreas reservadas.

Para várias das espécies da região amazônica, por ocorrerem em áreas remotas e de difícil acesso, normalmente prístinas e bem conservadas, não há evidências de ameaças potenciais, nem que alguma seja objeto de aproveitamento, seja artesanal ou comercial. No caso de espécies que possam ocorrer em regiões próximas a áreas urbanas ou em áreas sujeitas a ações antropogênicas, como a construção de hidrelétricas, possíveis ameaças futuras podem incluir a degradação ou perda de habitat, o que poderia afetar subpopulações em âmbito local.

Ações de Conservação

Não há nenhuma ação de conservação especificamente direcionada a espécies dessa família em desenvolvimento. Entretanto, muitas delas ocorrem dentro dos limites de áreas de preservação, sejam elas reservas indígenas, estações ecológicas ou parques nacionais. De uma maneira geral, recomendam-se ações conjuntas dos órgãos públicos e sociedade civil na fiscalização da área de ocorrência das espécies, com ênfase na preservação de seus habitats. Conforme salientado por Cumberlidge et al. (2009), o risco de extinção de espécies endêmicas de caranguejos de água doce, como é o caso de várias espécies de tricodactídeos brasileiros, pode ser diminuído por meio de uma solução de compromisso entre ações desenvolvimentistas e de proteção de seus habitats.

Embora não haja ações de conservação específicas para espécies da família, são recomendáveis ações conjuntas dos órgãos públicos e Organizações Não Governamentais na fiscalização das áreas de ocorrência, buscando a preservação dos ambientes geralmente ocupados pelos seus representantes. Além disso, seria também aconselhável estimular mais estudos biológicos, ecológicos e populacionais sobre as espécies de Trichodactylidae.

Pesquisas Necessárias

Como a maior diversidade de espécie da família encontra-se na bacia amazônica (Magalhães, 2003), uma região em grande parte ainda pouco explorada, recomenda-se um incremento dos trabalhos de inventários faunísticos na Amazônia, não apenas para um melhor conhecimento da sua diversidade, mas principalmente para se determinar mais precisamente as áreas de distribuição das espécies no território brasileiro. Recomenda-se ainda que, pelo menos para aquelas espécies ocorrendo em áreas sob influência mais significativa de ações antropogênicas, haja o desenvolvimento de estudos sobre dinâmica populacional e aspectos de sua biologia e ecologia. Esses estudos serão particularmente relevantes para espécies, como *Dilocarcinus pagei*, que têm algum potencial de utilização comercial.

Bibliografia

- Affonso, I. de P. & Signorelli, L. 2011. Predation on frogs by the introduced crab *Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861 (Decapoda, Trichodactylidae) on a neotropical floodplain. *Crustaceana*, 84(12-13): 1653-1657. doi:10.1163/156854011X605701
- Alarcon, D.T.; Leme, M.H.A. & Cobo, V.J. 2002. Population structure of the freshwater crab *Trichodactylus fluviatilis* Latreille, 1828 (Decapoda, Trichodactylidae) in Ubatuba, northern coast of São Paulo State, Brazil. In: Escobar-Briones, E. & Alvarez, F. (eds.). *Modern Approaches to the Study of Crustacea*. New York, Kluwer Academic, Plenum Publishers. p. 179-182.
- Almeida, A.O.; Coelho, P.A.; Luz, J.R.; Santos, J.T.A. & Ferraz, N.R. 2008. Decapod crustaceans in fresh waters of southeastern Bahia, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 56(3): 1225-1254.
- Alves, S.T.M.; Abrunhosa, F.A. & Lima, J.F. 2010. Foregut morphology of Pseudothelphusidae and Trichodactylidae (Decapoda: Brachyura) from northeastern Pará, Brazil. *Zoologia*, 27(2): 228-244. Doi: 10.1590/S1984-46702010000200011.
- Amado, E.M.; Freire, C.A. & Souza, M.M. 2006. Osmoregulation and tissue water regulation in the freshwater red crab *Dilocarcinus pagei* (Crustacea, Decapoda), and the effect of waterborne inorganic lead. *Aquatic Toxicology*, 79: 1-8.
- Augusto, A.; Greene, L.J.; Laure, H.J. & McNamara, J.C. 2007. Adaptive shifts in osmoregulatory strategy and the invasion of freshwater by brachyuran crabs: evidence from *Dilocarcinus pagei* (Trichodactylidae). *Journal of Experimental Zoology*, 307a: 688-698.
- Azevedo-Santos, V.M. & Lima-Stripari, N. 2010. Primeiro registro de *Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861 (Decapoda, Trichodactylidae) no estado de Minas Gerais. *Biotemas*, 23(2): 199-202.
- Barros, M. P. 2007. Crustáceos. pp. 164-171. In: Becker, F.G.; Ramos, R.A. & Moura, L.A.

- (Org.). Biodiversidade. Regiões da lagoa do Casamento e butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Boos Jr., H.; Bond-Buckup, G.; Buckup, L.; Araújo, P.B.; Magalhães, C.; Almerão, M.; Santos, R.A. & Mantelatto, F.L.: Checklist of the Crustacea from the State of Santa Catarina, Brazil. Check List, 8(6): 1020-1046.
- Cavalcante, D.V.; Bentes da Silva, B. & Martinelli-Lemos, J.M. 2012. Biodiversity of decapod crustaceans in the estuarine floodplain around the city of Belém (Pará) in Brazilian Amazonia. Zoologia, 29(3): 203-209. doi: 10.1590/S1984-46702012000300003.
- Chagas, G.C.; Brossi-Garcia, A.L.; Menegário, A.A.; Franchi, M.; Simões Pião, A.C. & Govone, J.S. 2009. Uso do caranguejo de água doce *Trichodactylus fluviatilis* como biomonitor de contaminação de Al e Mn em ambientes fluviais. HOLOS Environment, 9(2): 289-299.
- Costa Neto, E.M. 2007. O caranguejo-de-água-doce, *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828) (Crustacea, Decapoda, Trichodactylidae), na concepção dos moradores do povoado de Pedra Branca, Bahia, Brasil. Biotemas, 20(1): 59-68.
- Cumberlidge, N. 2008. Trichodactylidae. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>[2016].
- Cumberlidge, N.; Ng, P.K.L.; Yeo, D.C.J.; Magalhães, C.; Campos, M.R.; Álvarez, F.; Naruse, T.; Daniels, S.R.; Esser, L.J.; Attipoe, F.Y.K.; Clotilde-Ba, F.L.; Darwall, W.; McIvor, A.; Ram, M. & Collen, B. 2009. Freshwater crabs and the biodiversity crisis: importance, threats, status, and conservation challenges. Biological Conservation, 142(8): 1665-1673.
- Dalosto, M. & Santos, S. 2011. Differences in oxygen consumption and diel activity as adaptations related to microhabitat in Neotropical freshwater decapods (Crustacea). Comparative Biochemistry and Physiology, Part A, 160: 461-466.
- Davanso, T.M.; Taddei, F.G.; Simões, S.M.; Fransozo, A. & Costa, R.C. 2013. Population dynamics of the freshwater crab *Dilocarcinus pagei* in tropical waters in southeastern Brazil. Journal of Crustacean Biology, 33(2): 235-243.
- Firmino, K.C.S.; Faleiros, R.O.; Masui, D.C.; McNamara, J.C. & Furriel, R.P.M. 2011. Short- and long-term, salinity-induced modulation of V-ATPase activity in the posterior gills of the true freshwater crab, *Dilocarcinus pagei* (Brachyura, Trichodactylidae). Comparative Biochemistry and Physiology, Part B, 160: 24-31.
- Franchi, M.; Menegário, A.A.; Brossi-Garcia, A.L.; Chagas, G.C.; Silva, M.V.; Pião, A.C.S. e Govone, J.S. 2011. Bioconcentration of Cd and Pb by the river crab *Trichodactylus fluviatilis* (Crustacea: Decapoda). Journal of the Brazilian Chemical Society, 22(2): 230-238.
- Furriel, R.P.M.; Firmino, K.C.S.; Masui, D.C.; Faleiros, R.O.; Torres, A.H. & McNamara, J.C. 2010. Structural and biochemical correlates of Na⁺,K⁺-ATPase driven ion uptake across the posterior gill epithelium of the true freshwater crab, *Dilocarcinus pagei* (Brachyura, Trichodactylidae). Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology, 313A (8): 508-523.
- Gomides, S.C.; Novelli, I.A.; Santos, A.O.; Brugiolo, S.S.S. & Sousa, B.M. 2009. Novo

- registro altitudinal de *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828) (Decapoda, Trichodactylidae) no Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 31(3): 327-330. doi: 10.4025/actascibiols.v31i3.785.
- Granado e Sá, M.; Baptista, B.B.; Farah, L.S.; Leite, V.P. & Zanotto, F.P. 2010. Calcium transport and homeostasis in gill cells of a freshwater crab *Dilocarcinus pagei*. *Journal of Comparative Physiology, B*, 180: 313-321. doi: 10.1007/s00360-009-0427-4.
- Lima, D.J.M.; Cobo, V.J.; Alves, D.F.R.; Barros-Alves, S.P.B. & Fransozo, V. 2012. Onset of sexual maturity and relative growth of the freshwater crab *Trichodactylus fluviatilis* (Trichodactyloidea) in south-eastern Brazil. *Invertebrate Reproduction & Development*, 8 pp. doi:10.1080/07924259.2012.689263.
- Lima, J.F.; Silva, T.C.; Silva, L.M.A. & Garcia, J.S. 2013. Brachyuran crustaceans from the bycatch of prawn fisheries at the mouth of the Amazon river. *Acta Amazonica*, 43(1) 2013: 93-100.
- Lima Jr, T.B.; Carvalho, J.B.; Santos, J.N.; Cruz, A.C. & Leite, J.R.S.A. 2008. Novas ocorrências de *Goyazana castelnaui* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea, Brachyura, Trichodactylidae), para o estado do Piauí, Brasil. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, Universidade Federal do Maranhão*, 21: 31-34.
- Mansur, C.B. & Hebling, N.J. 2002. Análise comparativa entre a fecundidade de *Dilocarcinus pagei* Stimpson e *Sylviocarcinus australis* Magalhães & Türkay (Crustacea, Decapoda, Trichodactylidae) no pantanal do rio Paraguai, Porto Murtinho, Mato Grosso do Sul. *Revista brasileira de Zoologia*, 19(3): 797-805.
- Mansur, C.B.; Hebling, N.J. & Souza, J.A. 2005. Crescimento relativo de *Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861 e *Sylviocarcinus australis* Magalhães e Turkey, 1996 (Decapoda: Trichodactylidae) no pantanal do rio Paraguai, Porto Murtinho - Mato Grosso do Sul. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 31(2): 103-107.
- Magalhães, C. 2003. Brachyura: Pseudothelphusidae e Trichodactylidae. pp. 143-297. In: Melo, G.A.S. (ed.), *Manual de identificação dos crustáceos decápodos de água doce do Brasil*. São Paulo, Edições Loyola.
- Magalhães, C.; Barbosa, U.C. & Py-Daniel, V. 2006. Decapod crustaceans used as food by the Yanomami Indians of the Balawa-ú village, State of Amazonas, Brazil. *Acta Amazonica*, 36(3): 369-374.
- Magalhães, C.; Bueno, S.L.S.; Bond-Buckup, G.; Valenti, W.C.; Silva, H.L.M.; Kiyohara, F.; Mossolin, E.C. & Rocha, S.S. 2005. Exotic species of freshwater decapod crustaceans in the state of São Paulo, Brazil: records and possible causes of their introduction. *Biodiversity and Conservation*, 14(8):1929-1945.
- Magalhães, C. & Pereira, G. 2007. Assessment of the decapod crustacean diversity in the Guayana Shield region aiming at conservation decisions. *Biota Neotropica*, 7(2): 111-124. <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn02007022007>>. [2016]
- Magalhães, C. & Türkay, M. 1996. Taxonomy of the Neotropical freshwater crab family Trichodactylidae I. The generic system with description of some new genera (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Senckenbergiana biologica*, 75(1/2): 63-95.

- Magalhães, C. & Türkay, M. 2008a. Taxonomy of the Neotropical freshwater crab family Trichodactylidae, IV. The genera *Dilocarcinus* and *Poppiana* (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Senckenbergiana biologica*, 88(2): 185-215.
- Magalhães, C. & Türkay, M. 2008b. Taxonomy of the Neotropical freshwater crab family Trichodactylidae, V. The genera *Bottiella* and *Rotundovaldivia* (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Senckenbergiana biologica*, 88(2): 217-230.
- Magalhães, C. & Türkay, M. 2012. Taxonomy of the Neotropical freshwater crab family Trichodactylidae, VI. The genera *Avotrichodactylus* and *Rodriguezia* (Crustacea: Decapoda: Trichodactylidae). *Nauplius*, 20(1): 27-40.
- Marcondes Lima, D.J.; Cobo, V.J.; Alves, D.F.R.; Barros-Alves, S.P. & Fransozo, V. 2013. Onset of sexual maturity and relative growth of the freshwater crab *Trichodactylus fluviatilis* (Trichodactyloidea) in southeastern Brazil. *Invertebrate Reproduction & Development*, 57(2): 105-112. doi: 10.1080/07924259.2012.689263.
- Mossolin, E.C. & Mantelatto, F.L. 2008. Taxonomic and distributional results of a freshwater crab fauna survey (Family Trichodactylidae) on São Sebastião Island (Ilhabela), South Atlantic, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(2): 125-129.
- Moraes, A.S. & Espinoza, L.W. 2001. Captura e comercialização de iscas vivas em Corumbá, MS. Corumbá, Embrapa Pantanal, Boletim de Pesquisa 21, 37p.
- Oliveira, S.V.; Trindade, A.O.; Pazinato, D.; Ribeiro, L. & Cappellari, L.H. 2009. Registro de *Trichodactylus panoplus* (Crustacea, Decapoda) na dieta de *Leptodactylus latrans* (Anura, Leptodactylidae), no sul do Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, PUCRS, Uruguaiana, 7(1): 44-46.
- Onken, H. & McNamara, J. C. 2002. Hyperosmoregulation in the red freshwater crab *Dilocarcinus pagei*: structural and functional asymmetries of the posterior gills. *Journal of Experimental Biology*, 205: 167-175.
- Pescinelli, R.A.; Pantaleão, J.A.F.; Davanso, T.M. & Costa, R.C. 2013. Relative growth and morphological sexual maturity of the freshwater crab *Trichodactylus fluviatilis* Latreille 1828 (Decapoda, Trichodactylidae) from west central São Paulo State, Brazil. *Invertebrate Reproduction & Development*, 7pp. doi: 10.1080/07924259.2013.849294.
- Pinheiro, M.A.A. & Taddei, F.G. 2005a. Crescimento do caranguejo de água doce, *Dilocarcinus pagei* Stimpson (Crustacea, Brachyura, Trichodactylidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 22(3): 522-528.
- Pinheiro, M.A.A. & Taddei, F.G. 2005b. Relação peso/largura da carapaça e fator de condição em *Dilocarcinus pagei* Stimpson (Crustacea, Trichodactylidae), em São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 22(4): 825-829.
- Rocha, S.S. & Bueno, S.L.S. 2004. Crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 21(4): 1001-1010.
- Rocha, S.S. & Bueno, S.L.S. 2011. Extension of the known distribution of *Aegla strinatii* Türkay, 1972 and a checklist of decapod crustaceans (Aeglidae, Palaemonidae and Trichodactylidae) from the Jacupiranga State Park, South of São Paulo State, Brazil.

- Nauplius, 19(2): 163-167.
- Rodríguez, G. 1981. Decapoda. pp. 41-51. In: Hurlbert, S.H.; Rodríguez G. & Santos, N.D. (eds.), Aquatic Biota of Tropical South America, Part 1: Arthropoda. San Diego State University, San Diego.
- Rodríguez, G. 1992. The Freshwater Crabs of America. Family Trichodactylidae and Supplement to the Family Pseudothelphusidae. Editions ORSTOM, Paris. 189 pp. (Collection Faune Tropicale 31).
- Rosa, F.R.; Lopes, I.R.; Sanches, V.Q.A. & Rezende, E.K. 2009. Distribuição de caranguejos Trichodactylidae (Crustacea, Brachyura) em alagados do Pantanal Mato-Grossense (Brasil) e sua correlação com a proximidade do rio Cuiabá e cobertura vegetal. Papéis Avulsos de Zoologia, 49(24): 311-317.
- Sant'Anna, B.S.; Takahashi, E.L.H. & Hattori, G.Y. 2013. Parental care in the freshwater crab *Sylviocarcinus pictus* (Milne-Edwards, 1853). Open Journal of Ecology, 3(2): 161-163. doi: 10.4236/oje.2013.32019.
- Scarton, L.P.; Zimmermann, B.L.; Machado, S.; Aued, A.W.; Manfio, D. & Santos, S. 2009. Thanatosis in the freshwater crab *Trichodactylus panoplus* Decapoda: Brachyura: Trichodactylidae). Nauplius, 17(2): 97-100.
- Silva, L.S.; Martinelli-Lemos, J.M.; Ferreira, M.A.P. & Rocha, R.M. 2012. Gonadal development in the freshwater crab *Sylviocarcinus pictus* (H. Milne Edwards, 1853) (Brachyura: Trichodactylidae) from the Guamá River, state of Pará, Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 84(3): 789-798.
- Silva, T.R.; Rocha, S.S. & Costa Neto, E.M. 2014. Relative growth, sexual dimorphism and morphometric maturity of *Trichodactylus fluviatilis* (Decapoda: Brachyura: Trichodactylidae) from Santa Terezinha, Bahia, Brazil. Zoologia, 31(1): 20-27.
- Venâncio, F.A. & Leme, M.H.A. 2010. The freshwater crab *Trichodactylus petropolitanus* (Goeldi, 1886) (Decapoda, Trichodactylidae) associated with roots of *Hedygium coronarium* Koenig (Zingiberaceae). Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 5(4): 501-501.
- Vieira, R.R.R.; Rieger, P.J.; Cichowski, V. & Pinheiro, M.A.A. 2013. Juvenile development of *Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861 (Brachyura, Trichodactylidae) reared in the laboratory, with emphasis on setae morphology. Crustaceana, 86(13-14): 1644-1663.
- Weihrauch, D.; Mcnamara, J.C.; Towle, D.W. & Onken, H. 2004. Ion-motive ATPases and active, transbranchial NaCl uptake in the red freshwater crab *Dilocarcinus pagei* (Decapoda, Trichodactylidae). Journal of Experimental Biology, 207(26): 4623-4631.
- Werle, S. & Bazílio, S. 2008. Carcinofauna no rio Bonito localizado no município de Porto União - SC, através do método de coleta tipo "covo". Luminaria, 1(9): 104-115.
- Yeo, D.C.J.; Ng, P.K.L.; Cumberlidge, N.; Magalhães, C.; Daniels, S.R. & Campos, M.R. 2008. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 275-286.
- Zimmermann, B.L.; Aued, A.W.; Machado, S.; Manfio, D.; Scarton, L.P. & Santos, S. 2009. Behavioral repertory of *Trichodactylus panoplus* (Crustacea: Trichodactylidae) under laboratory conditions. Zoologia, 26(1): 5-11.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBio

Disponível em www.icmbio.gov.br/cepsul

***Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua distribuição ampla, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Dilocarcinus septemdentatus* (Herbst, 1783)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Dilocarcinus septemdentatus* (Herbst, 1783) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua distribuição ampla, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Fredilocarcinus apyratii* Magalhães & Türkay, 1996**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Fredilocarcinus apyratii* Magalhães & Türkay, 1996 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua distribuição abranger mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças significativas no longo prazo. Esta espécie foi avaliada no âmbito da Avaliação Global dos Caranguejos de Água Doce, tendo sido categorizada como Deficiente de Dados (DD) (Cumberlidge 2008). A alteração da categoria se deu em função de aplicação prévia incorreta dos critérios de avaliação.

***Goyazana castelnaui* (H. Milne Edwards, 1853)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Goyazana castelnaui* (H. Milne Edwards, 1853) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-

la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Goyazana rotundicauda* Magalhães, 1986**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Goyazana rotundicauda* Magalhães, 1986 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua distribuição abranger mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Moreirocarcinus emarginatus* (H. Milne Edwards, 1853)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Moreirocarcinus emarginatus* (H. Milne Edwards, 1853) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Moreirocarcinus laevifrons* (Moreira, 1901)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Moreirocarcinus laevifrons* (Moreira, 1901) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Poppiana argentiniana* (Rathbun, 1906)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Poppiana argentiniana* (Rathbun, 1906) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país e mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Poppiana bulbifer* (Rodríguez, 1992)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Poppiana bulbifer* (Rodríguez, 1992) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país e mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Poppiana dentata* (Randall, 1918)*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Poppiana dentata* (Randall, 1918) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país e mais de uma bacia hidrográfica, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Rotundovaldivia latidens* A. Milne-Edwards, 1869*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Rotundovaldivia latidens* A. Milne-Edwards, 1869 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Sylviocarcinus australis* Magalhães & Türkay, 1996*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Sylviocarcinus australis* Magalhães & Türkay, 1996 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Sylviocarcinus devillei* H. Milne-Edwards, 1853*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Sylviocarcinus devillei* H. Milne-Edwards,

1853 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Sylviocarcinus maldonadoensis* (Pretzmann, 1978)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Sylviocarcinus maldonadoensis* (Pretzmann, 1978) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Sylviocarcinus pictus* (H. Milne Edwards, 1853)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Sylviocarcinus pictus* (H. Milne Edwards, 1853) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Trichodactylus borellianus* Nobili, 1896**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus borellianus* Nobili, 1896 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Trichodactylus crassus* A. Milne-Edwards, 1869**

Categoria e critério da avaliação: NE

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus crassus* A. Milne-Edwards, 1869 não foi avaliado devido à sua situação taxonômica ser questionável. Esta espécie foi avaliada no âmbito da Avaliação Global dos Caranguejos de Água Doce, tendo sido categorizada como Em Perigo (EN) (Cumberlidge 2008). A alteração da categoria se deu em função de aplicação prévia incorreta dos critérios de avaliação.

Trichodactylus dentatus* H. Milne Edwards, 1853*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus dentatus* H. Milne Edwards, 1853 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Trichodactylus ehrhardti* Bott, 1969*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus ehrhardti* foi avaliado como Menos Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). Possui distribuição ampla, que abrange mais de um país, com uma população grande e estável, sem indícios de declínio populacional suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de extinção. Não há ameaças significativas que afetem a população no longo prazo.

Trichodactylus faxoni* Rathbun, 1905*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus faxoni* Rathbun, 1905 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Trichodactylus fluviatilis* Latreille, 1828*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus fluviatilis* Latreille, 1828 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Trichodactylus kensleyi* Rodríguez, 1992*Categoria e critério da avaliação:** LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus kensleyi* Rodríguez, 1992 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de

um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Trichodactylus panoplus* (von Martens, 1869)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus panoplus* (von Martens, 1869) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Trichodactylus parvus* Moreira, 1912**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus parvus* Moreira, 1912 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003). É uma espécie com ocorrência conhecida em apenas duas localidades no estado do Mato Grosso, Brasil. Foi categorizada como LC em função da ausência de informações adicionais sobre sua extensão de ocorrência, requerimentos ecológicos, tamanho e tendências da população, e ameaças no longo prazo. Apesar da falta de informações, não há evidências de ameaças potenciais a esta espécie, uma vez que ela ocorre em áreas relativamente bem preservadas. Esta espécie foi avaliada no âmbito da Avaliação Global dos Caranguejos de Água Doce, tendo sido categorizada como Deficiente de Dados (DD) (Cumberlidge 2008). A alteração da categoria se deu em função de aplicação prévia incorreta dos critérios de avaliação.

***Trichodactylus petropolitanus* (Göldi, 1886)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Trichodactylus petropolitanus* (Göldi, 1886) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Valdivia camerani* (Nobili, 1896)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Valdivia camerani* (Nobili, 1896) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua ampla distribuição, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua

população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Valdivia cururuensis* Bott, 1969**

Notas taxonômicas: A validade de *Valdivia cururuensis* Bott, 1969 não está bem estabelecida e depende de uma revisão taxonômica do gênero *Valdivia* atualmente em andamento.

Categoria e critério da avaliação: NE

Justificativa: O estado de conservação de *Valdivia cururuensis* Bott, 1969 não foi avaliado devido à sua situação taxonômica ser questionável. Esta espécie foi avaliada no âmbito da Avaliação Global dos Caranguejos de Água Doce, tendo sido categorizada como Least Concern (LC) (Cumberlidge 2008). A alteração da categoria se deu em função de aplicação prévia incorreta dos critérios de avaliação.

***Valdivia novemdentata* (Pretzmann, 1968)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Valdivia novemdentata* (Pretzmann, 1968) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua distribuição ampla, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Valdivia serrata* White, 1847**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Valdivia serrata* White, 1847 foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua distribuição ampla, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

***Zilchiopsis oronensis* (Pretzmann, 1968)**

Categoria e critério da avaliação: LC

Justificativa: O estado de conservação de *Zilchiopsis oronensis* (Pretzmann, 1968) foi avaliado como Pouco Preocupante (LC), de acordo com os critérios de avaliação regional da IUCN (2003), em função de sua distribuição ampla, que abrange mais de um país, de ter uma população presumível grande e estável, da improbabilidade de que sua população esteja declinando o suficiente para qualificá-la numa categoria de maior risco de ameaça, e devido à ausência de ameaças no longo prazo.

Prancha I



Dilocarcinus pagei Stimpson, 1861
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães



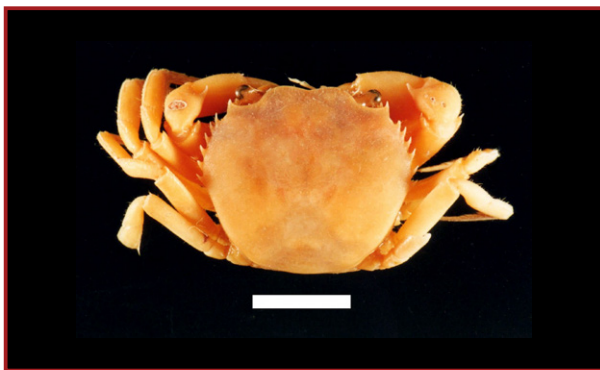
Dilocarcinus pagei Stimpson, 1861
Foto: C. Magalhães



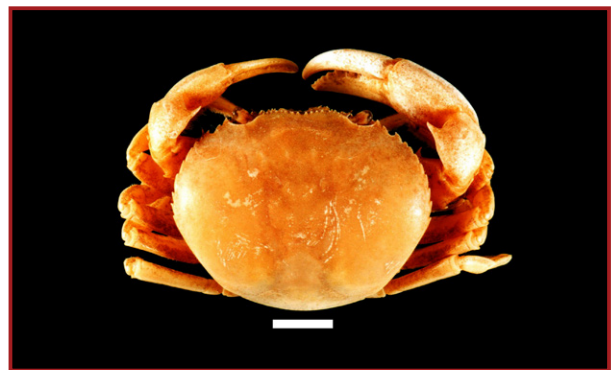
Dilocarcinus septemdentatus (Herbst, 1783)
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães



Fredilocarcinus apyratii Magalhães & Türkay, 1996
Foto: C. Magalhães



Poppiana argentiniana (Rathbun, 1905)
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães



Poppiana dentata (Randal, 1840)
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães

Prancha II



***Sylviocarcinus devillei* H. Milne Edwards, 1853**
Foto: M. Sabaj Perez



***Sylviocarcinus devillei* H. Milne Edwards, 1853**
Escala: 50mm
Foto: C. Magalhães



***Sylviocarcinus pictus* (H. Milne Edwards, 1853)**
Foto: M. Sabaj Perez



***Trichodactylus dentatus* H. Milne Edwards, 1853**
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães



***Trichodactylus fluvitailis* Latreille, 1828**
Foto: S. S. da Rocha



***Trichodactylus petropolitanus* (Göldi, 1886)**
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães

Prancha III

***Valdivia serrata* White, 1847**
Escala: 10mm
Foto: C. Magalhães



***Valdivia serrata* White, 1847**
Foto: F. Gomes

CAPÍTULO 33

AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO-UÇÁ, *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (DECAPODA: UCIDIDAE)

Marcelo A. A. Pinheiro, Luciana C. M. Santos, Caroline A. Souza, Márcio C. A. João,
José Dias Neto & Carlos T. C. Ivo

Palavras-chave: ameaça, estuário, extinção, impacto, manguezal, Ucididae.

Introdução

A família Ucididae Števčić, 2005, pertence à superfamília Ocypodoidea Rafinesque, 1815. É uma das 71 famílias de crustáceos decápodos composta por um único gênero – *Ucides* Rathbun, 1897 (Števčić, 2005; Ng et al., 2008, De Grave et al., 2009), representado por duas espécies: *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) e *Ucides occidentalis* (Ortmann, 1987). Essas espécies são encontradas em estuários de regiões tropicais e subtropicais nas Américas, onde constroem galerias na região intertidal (Pinheiro & Fiscarelli, 2001, Nordhaus et al., 2009; Juan & Walter, 2010). São espécies endêmicas de áreas de manguezal, um ecossistema relativamente raro globalmente, pois é restrito às zonas costeiras tropicais e subtropicais (Spalding et al., 2010), que vêm sofrendo pressões antrópicas e, conseqüentemente, perdas que variam de 1-2% ao ano, comprometendo a conservação de suas espécies (Valiela et al., 2001; Alongi, 2002; Duke et al., 2007)

As espécies do gênero *Ucides* são conhecidas popularmente como caranguejo-uçá ou caranguejo-verdadeiro (*U. cordatus*) e caranguejo rojo ou guariche (*U. occidentalis*). São espécies notórias por sua importância econômica nas áreas em que ocorrem, representando um importante recurso pesqueiro para as populações ribeirinhas. Além disso, detêm reconhecimento por sua relevância ecológica nos processos de reciclagem de nutrientes e revolvimento do solo, durante o consumo de detritos orgânicos vegetais a construção/manutenção de suas galerias, respectivamente (Nordhaus et al., 2009; Flores & Ruiz, 2010; Juan & Walter, 2010).

O caranguejo-uçá é um dos principais recursos coletados em sistemas estuarinos no Brasil, com expressiva importância econômica como recurso pesqueiro, principalmente no norte e nordeste do país. Ademais, *U. cordatus* é considerada espécie-chave do ecossistema manguezal, seja por sua abundância

e elevada biomassa, como por seu papel na ciclagem de nutrientes e na estrutura trófica destes ecossistemas (Schories et al. 2003; Nordhaus et al., 2006). Geralmente *U. cordatus* apresenta heteroquelia (quelípodos desiguais), embora possam existir indivíduos com quelípodos similares (homoquelia). Uma característica marcante nos machos, é a longa franja de cerdas presentes na região terminal dos 2º e 4º pares de patas ambulatórias. Nas fêmeas, geralmente menores, essa pilosidade não ocorre (Melo, 1996).

Distribuição Geográfica

Ucides cordatus é encontrado exclusivamente no continente americano, distribuído no Atlântico Ocidental, desde a Flórida (EUA), passando pelo Golfo do México, América Central, Guianas, até o Brasil, onde ocorre desde o Amapá até Santa Catarina (Melo, 1996). Seu limite de distribuição austral é a cidade de Laguna, no Estado de Santa Catarina, Brasil.

Habitat e Ecologia

Ucides cordatus é um caranguejo semiterrestre que ocorre apenas na região compreendida entre os níveis de maré baixa e alta, tendo como habitat exclusivamente o ambiente estuarino associado a vegetação característica dos manguezais, onde escava galerias de até 2 m de profundidade e possui hábitos noturnos (Costa, 1979; Alcântara-Filho, 1978; Pinheiro & Fiscarelli, 2001; Schmidt, 2006). As folhas e propágulos da vegetação de manguezal são os principais itens da dieta natural de *U. cordatus*, existindo, também, elevada quantidade de matéria orgânica dissolvida e baixa representatividade de itens animais (Christofolletti et al., 2013). Segundo estes autores, no início os caranguejos selecionam as folhas pelo estágio de maturação, existindo, também, uma interação com as espécies arbóreas, em função de sua constituição química. A disponibilidade e o valor nutricional das folhas do manguezal representam uma forte influência sobre o ciclo de vida do caranguejo-uçá, sendo fator limitante ao seu crescimento

De um modo geral, as maiores densidades de *U. cordatus* foram observadas em áreas de manguezal de menor inundação e maior salinidade, denominadas “apicuns”, que correspondem às terras mais elevadas em relação ao nível das marés altas, e de importância como berçários da espécie (Schmidt et al., 2005; Schmidt, 2006; Schmidt et al., 2013). Oliveira (2005) verificou uma distribuição espacial diferenciada dessa espécie em função do predomínio arbóreo e nível de inundação pelas marés, tendo registrado uma distribuição menos agregada de *U. cordatus* em bosques de mangue-branco (*Laguncularia racemosa*) com menor inundação, que se

torna intermediária com a elevação da inundação e atinge maiores agregações em bosques de mangue-preto (*Avicennia schaueriana*) ou vermelho (*Rhizophora mangle*).

Estimativas da densidade do caranguejo-uçá em várias localidades ao longo dos manguezais brasileiros apresentam os mais variados valores. Os manguezais com predomínio de *L. racemosa* detêm maior densidade de *U. cordatus* (10,3 ind./m²) quando comparado as de *R. mangle* (1,8 ind./m²) e *A. schaueriana* (1,5 ind./m²) (Hattori, 2006). Em relação ao nível de inundação de manguezais com mesma composição arbórea, esse autor verificou expressiva diferença na densidade média, maior nos manguezais de menor inundação (10,3 ind./m²), do que naqueles de maior inundação (3,5 ind./m²). No entanto, Hattori (2006) também verificou um menor tamanho médio do caranguejo-uçá nas áreas de maior densidade, direcionando-as para a conservação de seus estoques populacionais (potencial extrativo futuro). Pelo exposto, as densidades dessa espécie podem apresentar grande variação local, de 0,1 a 6 ind./m², com média de 2,2 ind./m². Paiva (1997) representou a densidade do caranguejo-uçá em indivíduos/hectare, aqui convertido em ind./m²: Reentrâncias Maranhenses (3,8 ind./m²); Ilha de São Luiz (1,2 ind./m²); Delta do Paraíba (= 0,9 ind./m²); Estuário do Ceará (= 0,5 ind./m²) e estuários do Sergipe (= 2,3 ind./m²).

Com relação à produção pesqueira de *U. cordatus*, não existem dados consistentes anteriores a 1994. O comportamento da produção total brasileira do caranguejo-uçá entre 1994 a 2007 (14 anos), é caracterizado segundo três fases: 1) decréscimo entre 1994 e 1998 (média anual de 11.480 t e variação de 9.600 a 15.759 t). Tal fato implica numa possível sobrestimava nos demais anos, relativamente muito superior ao valor médio. É possível existir uma sobrestimava do valor verificado em 1994, que excluído, geraria uma média de 10.413 t, mais compatível com os valores obtidos nos demais anos da fase. Assim, a queda na produção estaria mais compatível com aquela verificada ao longo do período considerado; 2) crescimento entre 1999 e 2001 (média anual de 11.717 t, com reduzida variação produtiva ao redor da média); e 3) decréscimo de 2002 a 2007 (média anual de 9.675 t, variando de 6.500 a 10.500 t entre 2004 e 2007), com perceptível redução da produção observada entre 2006 e 2007 (Fig. 1).

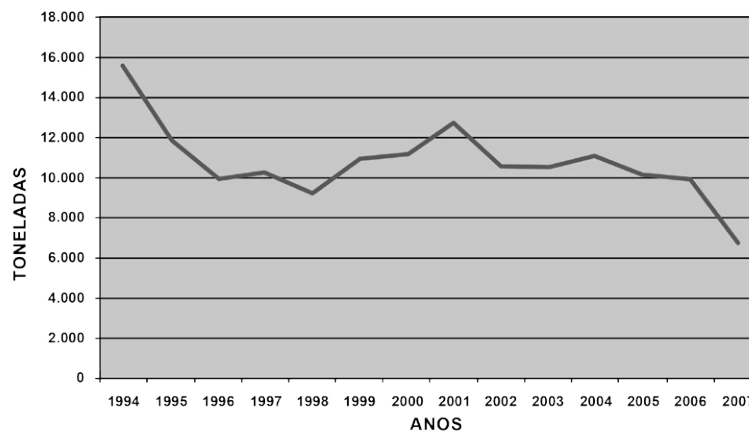


Figura 1 - Produção Nacional de *Ucidés cordatus* (em toneladas), entre 1994 e 2007 (Fonte: IBAMA 2004a,b, 2005 e 2008).

É possível observar uma queda de aproximadamente 57% na produção entre 1994 e 2007 (Brasil, 2011). Tal percentual de queda na produção reflete uma redução populacional da espécie, embora se refira, principalmente, ao estoque explorado como recurso pesqueiro, no Delta do Parnaíba. A maior parte da população de *U. cordatus* ocorre nas grandes extensões de manguezal do Amapá ao Maranhão, onde se concentram mais de 75% dos manguezais brasileiros. Um elevado percentual dessas áreas de manguezal está localizado em Unidades de Conservação – UCs (72% da área total), permitindo inferir que a redução de 57% na produção do caranguejo-uçá seja extrema a essas UCs, ou seja, em 28% dos manguezais do Brasil.

Dados sobre o esforço de pesca direcionado ao caranguejo-uçá são raros no Brasil. De acordo com Jocemar Mendonça (com. pessoal - 2010), houve um aumento contínuo do esforço de pesca do caranguejo-uçá entre 1999 e 2006, em Iguape (SP), que foi estimando em 6.576 horas/ano. No Brasil, as estimativas de CPUE também são escassas: Jankowski et al. (2006) estimaram para Cananéia (SP) valores de 11,4 e 15,3 indivíduos/homem/dia, para a técnica de braceamento e redinha, respectivamente. Com base em análises de desembarques dessa espécie em Iguape (SP) ocorridos entre 1998 e 2006, Jocemar Mendonça menciona dois comportamentos de CPUE distintos: 1) tendência a aumento entre 1998-2002; e 2) tendência a redução a partir de 2002. Este mesmo padrão de CPUE foi constatado na Reserva Extrativista do Mandira (SP), entre 1999 e 2008, ocasionando uma produção de 3,3 toneladas e CPUE de 1kg/hora em 2008.

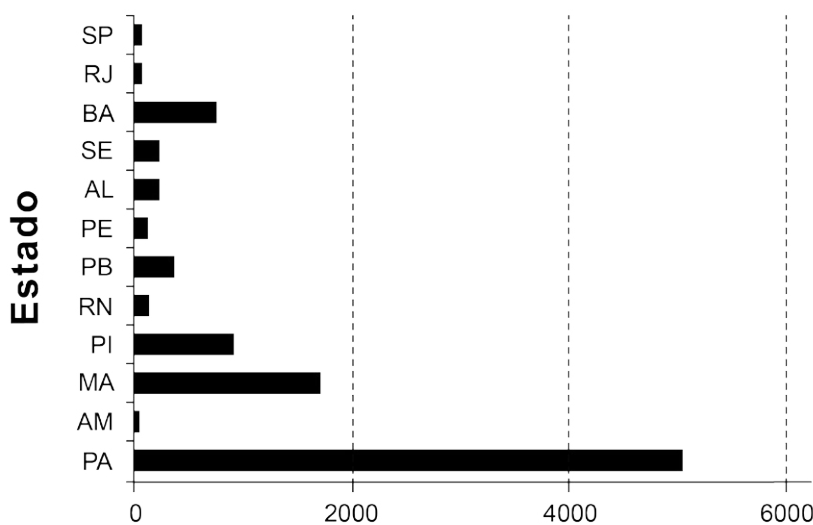


Figura 2 - Produção de *Ucides cordatus* por Estado (em toneladas), entre 1994 e 2007 (Fonte: IBAMA 2004a,b, 2005 e 2008).

No período de 2002 a 2007 a produção total por estado brasileiro (Fig. 2) demonstra a reduzida importância da captura deste recurso na região sudeste e sul, quando comparada àquelas do norte e nordeste. Os estados de maior produção foram Pará e Maranhão, seguidos do Piauí e Bahia, enquanto para São Paulo e Rio

de Janeiro houve registro considerável na região sudeste. De acordo com Marcelo Pinheiro (com. pessoal - 2010), a produção do caranguejo-uçá em São Paulo praticamente dobrou de 2001 para 2002, enquanto nenhum outro estado do sul brasileiro apresentou produção oficial nesse período.

Biologia Geral

Ucides cordatus é uma espécie com elevada idade de maturidade sexual, elevada longevidade e baixa mortalidade natural (Pauly, 1998; Jennings et al., 1998, 1999; Glaser & Diele, 2004; Diele et al., 2005). Atinge grande porte na fase adulta, podendo medir 100 mm de largura de carapaça e pesar 350 g. A reprodução de *Ucides cordatus* é do tipo sazonal, ocorrendo principalmente nos meses de primavera/verão, com destaque para janeiro, considerado o mês de maior intensidade reprodutiva (Mota-Alves, 1975; Alcântara-Filho, 1978; Ivo et al., 1999; Botelho et al., 1999; Vasconcelos et al., 1999; Dalabona et al., 2005; Andrade et al., 2007; Carqueija, 2008; Silva et al., 2009). Os machos apresentam um ciclo sexual mais rápido, sendo encontrados maduros de setembro a maio, enquanto as fêmeas nesta condição ocorrem de janeiro a maio (Mota-Alves, 1975; Nakamura, 1979; Dalabona et al., 2005).

Durante o período reprodutivo, machos e fêmeas saem de suas galerias, quando caminham e interagem ativamente em um fenômeno denominado pelas comunidades litorâneas de “andada”, “andança”, “corrida” ou “carnaval”. Segundo Góes et al. (2000), os machos de caranguejo-uçá liberam espuma pela boca, entre 3 a 9 dias antes da andada, fato também constatado por Wunderlich et al. (2008) e Linhares & Silva (2012), possivelmente para potencializar a atração sexual da parceira. Durante a andada, ocorre com frequência o confronto entre os machos pela posse das parceiras (Góes et al., 2000; Sant’Anna et al., 2014; Wunderlich et al., 2008; Linhares & Silva (2012). No Brasil, as andadas podem ocorrer em até cinco meses do ano (novembro a março), geralmente iniciando um dia após a lua cheia ou nova e se prolonga por até seis dias (Costa, 1972; Nascimento, 1993; Diele, 2000; Goes et al., 2000; Sant’Anna et al., 2014; Wunderlich et al., 2008; Schmidt et al., 2008b). Em Iguape (SP) e Babitonga (SC) as andadas ocorreram com maior intensidade em dezembro e janeiro, durante as luas cheia e nova, podendo durar até três dias após estas fases lunares (Wunderlich et al., 2008; Sant’Anna et al., 2014). No entanto, em Caravelas (BA) os monitoramentos têm registrado a andada somente após a lua nova (Schmidt et al., 2008b). A densidade de caranguejos em andada, durante o dia, pode variar bastante entre localidades (0,04 a 1,9 ind./m²), sendo mais intensa em dezembro (Wunderlich et al., 2008; Schmidt et al., 2008c; Sant’Anna et al., 2014). Schmidt et al. (2008b) mencionam a ocorrência de fêmeas em andada durante a noite (75% do total), inclusive com maior densidade em comparação às diurnas, embora as cópulas sejam raramente registradas no período noturno. Linhares & Silva (2012) registraram que a atividade de cópula ocorria durante a noite, e que

um macho copulava com mais de uma fêmea por noite. No entanto, Sant'Anna et al. (2014) não constataram andadas noturnas durante as luas cheia e nova de novembro e dezembro/2005.

Logo após o acasalamento, as fêmeas estocam os espermatozoides do macho nas espermatecas, até que suas gônadas se desenvolvam e ocorra a exteriorização dos ovos. A desova ocorre cerca de dois meses após a cópula (Pinheiro & Fiscarelli, 2001). Segundo Sant'Anna et al. (2007), os espermatóforos podem ser estocados nessa espécie por longos períodos, embora estes autores não mencionem por qual duração. O número de ovos carregados por uma fêmea depende de seu tamanho, existindo correlação significativa entre estas variáveis. Vários estudos foram realizados para se estimar a fecundidade do caranguejo-uçá, por vários autores em diferentes localidades (Mota-Alves, 1975; Pinheiro et al., 2003; Hattori & Pinheiro, 2003; Ribeiro, 2006; Carqueija, 2008).

De acordo com Pinheiro & Hattori (2003), o desenvolvimento embrionário completo do caranguejo-uçá, que corresponde ao tempo médio de incubação dos ovos, foi de 19 dias (a 27°C), bem inferior aos 27 dias registrados por Diele (2000). Segundo Rodrigues & Hebling (1989), o tempo de desenvolvimento larval completo foi de 60 dias (a 25°C), compreendendo seis estágios de zoea e um de megalopa. A eclosão das larvas pode ocorrer dentro das galerias (Góes et al., 2000) ou na margem dos canais estuarinos, logo após uma curta migração das fêmeas ovíferas (reportada por Góes et al., 2000 e Schmidt, 2006), fenômeno conhecido em algumas regiões como “andada de desova” (Fiscarelli & Pinheiro, 2002). De acordo com Freire (1998) e Diele (2000), a liberação das zoeas ocorre em sincronia com as marés de maior amplitude, também associadas à fase lunar cheia e nova, o que facilita sua dispersão para o mar. Em áreas oceânicas ocorre o desenvolvimento larval por três a quatro semanas (Diele, 2000), quando o último instar estágio larval (megalopa) migra para o interior dos estuários durante as marés enchentes de lua cheia e nova, recrutando no sedimento e sofrendo a muda para o primeiro instar juvenil.

Segundo Schmidt (2006), poucos estudos tratam do recrutamento de *U. cordatus* em áreas de manguezal. Estudos deste autor (Schmidt et al., 2005, 2008a), registraram a presença de indivíduos com largura da carapaça (LC) < 14 mm associados às galerias dos adultos dessa espécie entre junho e agosto nos manguezais de Canavieiras (BA). Possivelmente isso ocorre em função da menor compactação do sedimento pelos adultos (Schmidt et al., 2005; Schmidt, 2006; Kassuga & Masunari, 2008), sendo mais frequente em áreas de manguezal pouco inundadas, geralmente denominadas “apicum” de manguezal (Schmidt et al., 2013). Tal fato pode ser resultante de substâncias liberadas pelos adultos de *U. cordatus* para estímulo ao assentamento larval desta espécie (Diele & Simith, 2007; Simith & Diele, 2008), embora ainda seja necessário confirmar se o recrutamento ocorre por seleção larval ativa ou é decorrente da menor mortalidade de juvenis recém-assentados dentro das galerias em áreas de menor inundação (Schmidt, 2006). Segundo Schmidt et al. (2008a), após o recrutamento em zonas menos inundadas, os indivíduos migram

gradativamente para zonas mais inundadas a medida que crescem.

De acordo com Pinheiro & Fiscarelli (2001) e Pinheiro et al. (2005), *Ucides cordatus* apresenta um crescimento lento, com frequência de quatro a cinco mudas/ano (cerca de 2 cm/ano), em animais com até 50 mm LC. Logo após a esse tamanho (muda da puberdade), ocorre redução da frequência de muda, podendo chegar a uma única muda/ano (muda nupcial), com os exemplares crescendo não mais do que 1 cm/ano. Assim, o tamanho na maturidade sexual (60 mm LC) ocorre com aproximadamente três anos, enquanto o tamanho máximo assintótico (80 mm LC) é atingido com cerca de 10 anos. A longevidade de *U. cordatus* foi de 8,7 anos (fêmeas) e 11,8 anos (machos).

O caranguejo-uçá atinge a maturidade sexual entre 2 a 3 anos, variando com a localidade geográfica e tratando do tamanho em que metade da população de cada sexo apresenta gônadas maduras. De acordo com revisão realizada por Pinheiro (2004), o tamanho de maturidade do caranguejo-uçá não difere significativamente entre os sexos (machos: 52,1±4,9 mm; fêmeas: 48,4±5,6 mm; p<0,05), repercutindo numa média geral, independente do sexo, de 50,1±5,5 mm. Segundo esse autor, a maturidade também não diferiu quando o tamanho para os machos de norte-nordeste foi comparada àqueles do sul/sudeste (52,5±6,4 mm = 51,4±1,0 mm, respectivamente; p>0,05), o que já ocorreu para as fêmeas (51,9±3,9 mm ≠ 44,0 ± 4,1 mm; p<0,05), que apresentaram menor tamanho na maturidade no sul-sudeste (p<0,05). De modo geral, os machos atingem a maturidade com um tamanho maior (51,7 mm) do que o das fêmeas (46,7 mm), com tamanho inicial de maturação gonadal tendo ocorrido com 37 mm LC (= 24 mm de comprimento da carapaça), de acordo com Silva et al. (2009). Tal fato reforça a necessidade de um ordenamento regional diferenciado, ao menos quanto ao tamanho mínimo de captura estabelecido nas portarias de defeso, visto as diferenças já registradas em diferentes localidades brasileiras (Tab. I).

Tabela 1 - Tamanho (LC, largura de carapaça, em milímetros) registrado para a maturidade sexual do caranguejo-uçá em diferentes localidades.

Região do Brasil	Estado	Macho (LC)	Fêmea (LC)	Referência
Nordeste	PI	61,0	57,4	Ivo et al. (1999)
	CE	56,0	48,0	Mota-Alves (1975), Leite et al. (2006)
	RN	-	41,5	Andrade et al. (2007)
	RN	56,6	53,7	Vasconcelos et al. (1999)
	PE	52,2	51,8	Botelho et al. (1999)
Sudeste	RJ	52,5	47,2	Souza (1999)
	RJ	50,5	47,1	Silva & Oshiro (1996)
	SP	51,1	43	Pinheiro & Fiscarelli (2001)
Sul	PR	44,0	43,0	Dalabona et al. (2005)
	PR	-	38,6	Nakamura (1979)

O uso do hífen (-) representa informação não disponível.

Andrade et al. (2007) realizaram estimativa da taxa de mortalidade natural (M) para *U. cordatus*, segundo a fórmula de Pauly (Fonteles-Filho, 1989), a 20°C, obtendo valores de 0,45 (machos) e 0,39 (fêmeas). No norte do Brasil, Diele & Koch (2010) relatam valores variando de 0,35 a 0,58 (machos) e 0,26 a 0,49 (fêmeas), muito próximos àqueles estimados para Iguape (SP), por Pinheiro et al. (2005), que foram de 0,53 machos e 0,56 fêmeas.

Ameaças

Os manguezais brasileiros somam uma área total aproximada de 13.000 Km², correspondendo a 8,5% do total mundial, ou seja, a segunda maior área deste ecossistema no planeta (Spalding et al., 2010). Grande parte desse ecossistema vem sendo degradado pelo homem, seja por sua completa destruição ou intervenções ambientalmente pejorativas para fins imobiliários, desmatamento para extração da madeira, construção de vias de acesso, conversão para tanques de aquicultura e liberação de efluentes químicos tóxicos provenientes de indústrias (particularmente metais, hidrocarbonetos, cianeto, compostos fenólicos, entre outros). Por tais diversas fontes de ameaça, os manguezais têm recebido níveis distintos de degradação, repercutindo na redução do registro de muitas espécies, particularmente aquelas endêmicas, como é o caso do caranguejo-uçá, que acompanha a distribuição geográfica desse ecossistema.

Além disso, a exploração dessa espécie como recurso pesqueiro ainda não respeita aspectos legais e de sua biologia, principalmente pela sua reduzida taxa de crescimento e captura durante a época reprodutiva, particularmente durante a “andada”. Deste modo, embora estimativas de estoque do caranguejo-uçá sejam raras, alguns autores indicam um possível esgotamento do recurso ao longo do litoral brasileiro pela sobreexploração (Jankowski et al., 2006). Por exemplo, a atual exploração do caranguejo-uçá na Reserva Extrativista do Mandira (SP) está acima do máximo sustentável (Jocemar Mendonça, Instituto de Pesca/Cananéia, com. pessoal - 2010). Para a reversão desse quadro, tal pesquisador sugere a redução do esforço pesqueiro, limitação do acesso à reserva e diminuição do esforço de captura.

Somando-se a essas ameaças, foram relatadas mortalidades em massa dessa espécie, particularmente em manguezais do nordeste brasileiro (Rio Grande do Norte a Bahia). Em Caravelas (BA), esse fenômeno ocorreu em janeiro/2005, repercutindo em um grande número de indivíduos, independentemente de seu sexo ou tamanho, gerando um elevado percentual de galerias vazias. Nesta ocasião Boeger et al. (2005) avaliaram exemplares de *U. cordatus* neste manguezal, identificando nas amostras a presença de um fungo em órgãos e sistemas internos, com sinais clínicos de uma doença que foi denominada DCL (Doença do Caranguejo Letárgico). Nessas áreas, não foi constatada a mortalidade de outras espécies de caranguejos, sugerindo que

a doença afeta apenas *U. cordatus*.

Ao que consta, a produção de caranguejo-uçá no Brasil está concentrada principalmente em alguns estados e áreas específicas, a exemplo do Delta do Parnaíba (MA/PI) e Bragança (PA). Muitas dessas áreas, principalmente as do norte/nordeste, ainda se encontram prístinas, particularmente nos estados do Pará, Amazonas e Maranhão. No sudeste, as baías de Guanabara e de Sepetiba (RJ), bem como os manguezais de Iguape e Cananéia (SP), são importantes áreas de pesca. No Paraná, o Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá tem uma produção pequena em relação ao cenário nacional, mas importante localmente. Do mesmo modo, sistemas estuarinos e lagunares ao longo de toda a costa brasileira, sempre que apresentam manguezais em bom estado de conservação, destacam-se como importantes áreas de pesca desse recurso para as comunidades locais, mesmo no sudeste e sul. Os dados atuais de produção do caranguejo-uçá são evidentemente preocupantes, tendo em vista a queda de produção observada em anos mais recentes. Entretanto, entende-se que a espécie não esteja em risco de extinção, mesmo porque as áreas inexploradas onde ocorrem são bastante representativas.

Ações de Conservação

Os estoques atualmente explorados de *U. cordatus* encontram-se sob a proteção de medidas legais mitigadoras, como a proteção dos estoques na época de reprodução (defeso) e o tamanho mínimo de captura como forma de proteção do estoque jovem.

As portarias regionais do IBAMA que estão em vigor proíbem a captura de fêmeas ovígeras em qualquer época do ano, indicando a época de defeso com base na reprodução da espécie (meses de maior incidência de fêmeas ovígeras ou com gônadas maduras), o que varia em função da localidade geográfica brasileira (N/NE – Portaria IBAMA nº 34/2003, e para o SE/S – Portaria IBAMA nº 52/2003). Essas duas portarias também estabelecem um tamanho mínimo de captura (60 mm LC). Outras portarias, estabelecidas em nível estatal ou municipal, têm permitido que alguns estados e municípios protejam as “andadas”, o que depende da apresentação de informações científicas de qualidade sobre esse assunto.

U. cordatus consta do anexo II (Lista de Espécies Sobreexploradas ou Ameaçadas de Sobreexploração) da IN nº 5/2004. A ação de conservação mais recente, que engloba essa espécie, é a “Proposta do Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul” (Dias-Neto, 2011), que indica aspectos importantes para a manutenção/recuperação dos estoques naturais da espécie e de seus habitats por todo o território nacional, numa visão de curto, médio e longo prazos, com vistas ao seu uso sustentável (Pinheiro & Rodrigues, 2011).

De acordo com Hattori (2006), a densidade do caranguejo-uçá é maior em manguezais com sedimento arenoso e menor inundação pelas marés, geralmente

ocupados pelo mangue-branco (*L. racemosa*), enquanto nos mangues-vermelhos (*R. mangle*) o sedimento é lodoso e de maior inundação, nele ocorrendo menores densidades de *U. cordatus*. Apesar da menor densidade, o potencial extrativo imediato (percentual de exemplares com tamanho superior a 60 mm LC) foi mais elevado no mangue-vermelho (85,7%), seguido pelo mangue-preto (79,3%), e mangue-branco (33,9%). Pelo exposto, nas áreas de mangue-branco ocorre a presença de elevada densidade de animais de menor porte, sendo indicadas à preservação, enquanto as áreas de mangue-vermelho e preto são indicadas à extração desse recurso.

Pesquisas Necessárias

Apesar de importantes, as pesquisas envolvendo o caranguejo-uçá no Brasil são geralmente ocasionais, não existindo um programa de estudo padronizado e contínuo para essa espécie, em qualquer nível de governo, mesmo onde a pesca é mais severa. Um programa de pesquisa que possa oferecer os melhores subsídios para a regulamentação da cata do caranguejo-uçá deve considerar alguns aspectos já citados na “Proposta do Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul” (Dias-Neto, 2011; Pinheiro & Rodrigues, 2011).

Além disso, há a necessidade de monitorar a estrutura populacional, principalmente do tamanho médio anual (por sexo e para o total de indivíduos), bem como a densidade e potencial extrativo imediato e futuro (PEI e PEF, respectivamente), nos manguezais. Além disso, o dimensionamento do contingente de catadores de caranguejos e a quantificação da extração comercial devem ser intensificados nas áreas de manguezal brasileiras. Seria importante que os dados obtidos sobre a densidade e estrutura populacional do Estado de São Paulo pudessem ser confrontados com os de outras regiões brasileiras, em especial com os estados do Maranhão, Piauí e Pará, onde um grande contingente humano se ocupa da extração de toneladas anuais deste recurso. A integração de pesquisas de cunho biológico, ecológico, social e econômico são fundamentais quando se visa o manejo sustentável da espécie. Nesse sentido, a integração de dados dessas diferentes naturezas devem ser imprescindíveis no mapeamento das Áreas Extrativas (AEs) e de Exclusão de Pesca (AEPs), por meio de técnicas de geoprocessamento, que deve ocorrer segundo um protocolo metodológico padronizado para toda a costa brasileira, visando assim otimizar e sistematizar o manejo da espécie.

Bibliografia

- Alcântara-Filho, P. 1978. Contribuição ao estudo da biologia e ecologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura) no Manguezal do Rio Ceará (Brasil). *Arquivo de Ciências do Mar*, 18(1/2): 1-41.
- Alongi, D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3): 331-349.
- Andrade, C.E.; Vasconcelos, J.A.; Oliveira, S.M. & Ivo, C.T.C. 2007. Biologia e pesca do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), no Estuário do Rio Curimataú, Município de Canguaretama – Rio Grande do Norte. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE*, 15(1): 31-41.
- Boeger, W.A.; Pie, M.R.; Ostrensky, A. & Patella, L. 2005. Lethargic crab disease: multidisciplinary evidence supports a mycotic etiology. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 100(2): 161-167.
- Botelho, E.R.O.; Dias, A.F. & Ivo, C.T.C. 1999. Estudo sobre a biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus*, (Linnaeus, 1763), capturado nos estuários dos rios Formoso (Rio Formoso) e Ilhetas (Tamandaré), no estado de Pernambuco. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE*, 7(1): 117-145.
- Carqueija, C.R.G. 2008. Projeto Caranguejo-uçá: Biologia e sustentabilidade – Manguezal de Saubara - Bahia. Relatório Técnico-Científico Final. Faculdade de Tecnologia e Ciências.
- Christofoletti, R.A.; Hattori, G.Y. & Pinheiro, M.A.A. 2013. Food selection by a mangrove crab: temporal changes in fasted animals. *Hydrobiologia*, 702: 63-72.
- Costa, R.S. 1972. Fisiologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) – Crustacea, Decapoda – do nordeste brasileiro. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 121p.
- Dalabona, G.; Loyola E Silva, J. & Pinheiro, M.A.A. 2005. Size at morphological maturity of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae) in the Laranjeiras Bay, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 139-145.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.-Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M. E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology*, Supplement 21: 1-109.
- Dias-Neto, J. 2011. Proposta do Plano Nacional de Gestão para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul. Série Plano de Gestão Recursos Pesqueiros, 4. IBAMA.
- Diele, K. 2000. Life history and population structure of the exploited mangrove crab *U. cordatus* (L.) (Decapoda: Brachyura) in the Caete estuary, North Brazil. Tese (Doutorado), Universität Bremen. 103p.
- Diele, K. & Koch, V. 2010. Growth and mortality of the exploited mangrove crab

- Ucides cordatus* (Ucididae) in N-Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 395: 171-180.
- Diele, K. & Simith, D.J.B. 2007. Effects of substrata and conspecific odour on the metamorphosis of mangrove crab megalopae, *Ucides cordatus* (Ocypodidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 348: 174-182.
- Duke, N.C.; Meynecke, J.O.; Dittmann, A.M.; Ellison, A.M.; Anger, K.; Berger, U.; Cannicci, S.; Diele, K.; Ewel, K.C.; Field, C.D.; Koedam, N.; Lee, S.Y.; Marchand, C.; Nordhaus, I. & Daudouh-Guebas, F. 2007. A world without mangroves? *Science*, 317: 41-42.
- Fiscarelli, A.G. & Pinheiro, M.A.A. 2002. Perfil socioeconômico e conhecimento etnobiológico do catador de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) nos manguezais de Iguape (24°41'S), SP, Brasil. *Actualidades Biológicas*, 24(77): 129-142.
- Flores, S.F. & Ruiz, W. 2010. Capturas de cangrejo rojo *Ucides occidentalis* em los puertos de la provincia del Guayas y el Oro, Ecuador, durante 2009. *Boletín Científico Técnico*, 20(8): 1-15.
- Fonteles-Filho, A.A. 1989. Recursos Pesqueiros: Biologia e Dinâmica Populacional. Imprensa Oficial do Ceará. 296p.
- Freire, A.S. 1998. Dispersão larval do caranguejo do mangue *Ucides cordatus* (L. 1763) em manguezais da Baía de Paranaguá, Paraná. Tese (Doutorado). Instituto Oceanográfico / Universidade de São Paulo. 67p.
- Góes, P.; Sampaio, F.D.F.; Carmo, T.M.S.; Toso, G.C. & Leal, M.S. 2000. Comportamento e período reprodutivo do caranguejo do mangue *Ucides cordatus*, p. 335-348. In: V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Volume 2. Anais do... ACIESP. 456p.
- Hattori, G.Y. 2006. Densidade populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) na região de Iguape (SP). Tese (Doutorado em Zootecnia – Produção Animal). Universidade Estadual Paulista. 146p.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2004a. Estatística da Pesca 2002 Brasil - Grandes Regiões e Unidades da Federação. IBAMA, 97p.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2004b. Estatística da Pesca 2003 Brasil - Grandes Regiões e Unidades da Federação. IBAMA, 98p.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2005. Estatística da Pesca 2004 Brasil - Grandes Regiões e Unidades da Federação. IBAMA, 98p.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2008. Estatística da Pesca 2006 Brasil - Grandes Regiões e Unidades da Federação. IBAMA, 174p.
- Ivo, C.T.C.; Dias, A.F. & Mota, R.I. 1999. Estudo sobre a biologia do caranguejo-uçá,

- Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763), capturado no delta do Parnaíba, estado do Piauí. Boletim Técnico-Científico do CEPENE, 7(1): 53-84.
- Jankovski, M.; Pires, J.S.R. & Nordi, N. 2006. Contribuição ao manejo participativo do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (L., 1763), em Cananéia – SP. Boletim do Instituto de Pesca, 32(2): 221-228.
- Juan, M. & Walter, R. 2010. Situación actual del guariche *Ucides occidentalis* (Ortmann, 1897) em el atuário del Río Chone, Manabí durante abril 2009-2010. Boletín Científico Técnico, 20(8): 16-35.
- Kassuga, A.D. & Masunari, S. 2008. Distribuição espacial de juvenis de *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) no manguezal do Cabaraquara, Baía de Guaratuba, Paraná, p. 58. In: V Congresso Brasileiro sobre Crustáceos. Anais do ... Sociedade Brasileira de Crustáceos (SBC). 191p.
- Leite, M.M.L.; Fonteles-Filho, A.A.; Silva, J.R.F. & Cardoso, N.S. 2006. Maturidade reprodutiva funcional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda), no estuário do rio Coreaú, Camocim, Ceará. Boletim Técnico-Científico do CEPENE, 14(2): 41-49.
- Linhares, J.C.S.; Silva, J.R.F. 2012. Reproductive Behavior of the Mangrove Crab *Ucides cordatus* (Crustacea; Brachyura; Ucididae). Brazilian Archives of Biology and Technology, 55(6): 903-910.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro. Editora Plêiade, 604p.
- Mota-Alves, M.I.M. 1975. Sobre a reprodução do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus), em mangues do estado do Ceará (Brasil). Arquivos de Ciências do Mar, 15(2): 85-91.
- Nakamura, I.T. 1979. Sobre a fenologia de *Ucides cordatus* (L., 1763) Crustacea-Brachyura da Baía de Paranaguá. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná. 71p.
- Nascimento, S.A. 1993. Biologia do caranguejo-uçá *Ucides cordatus*. ADEMA, 48p.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie, P.J.F. (2008) Systema Brachyurorum: Part I. Na annotated checklist of extant Brachyuran crabs of the world. The Raffles Bulletin of Zoology, 17: 1-286.
- Nordhaus, I.; Diele, K. & Wolff, M. 2009. Activity patterns, feeding and burrowing of the crab *Ucides cordatus* (Ucididae) in a high intertidal mangrove forest in North Brazil. Journal of Experiment Marine Biology and Ecology, 379: 104-112.
- Nordhaus, I.; Wolff, M. & Diele, K. 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 67: 239-250.
- Oliveira, D.A.F. 2005. Distribuição espacial do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae). Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas – Habilitação em Biologia Marinha). Universidade Estadual Paulista. 56p.
- Paiva, M.P. 1997. Recursos Pesqueiros Estuarinos e Marinhos do Brasil. UEFC. 278p.

- Pinheiro, M.A.A. 2004. Biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura), no litoral sul do Estado de São Paulo. Relatório Científico Final do Projeto Uçá I (Proc. nº 1998/06055-0). FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo). 203p.
- Pinheiro, M.A.A. & Fiscarelli, A.G. 2001. Manual de Apoio à Fiscalização do Caranguejo-Uçá (*Ucides cordatus*). IBAMA / CEPSUL. 43p.
- Pinheiro, M.A.A. & Hattori, G. 2003. Embryology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Brachyura: Ocypodidae). *Journal of Crustacean Biology*, 23(3): 729-737.
- Pinheiro, M.A.A.; Baveloni, M.D. & Terceiro, O.S.L. 2003. Fecundity of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) at Iguape, SP, Brazil. *Invertebrate Reproduction and Development*, 43(1): 19-26.
- Pinheiro, M.A.A. & Rodrigues, A.M.T. 2011. Crustáceos sobre-explotados e o Plano Nacional de Gestão dos caranguejos Uçá (*Ucides cordatus*), Guaiamú (*Cardisoma guanhumi*) e do Siri-Azul (*Callinectes sapidus*): uma estratégia para evitar que passem ao “status” de ameaçados de extinção. *Revista CEPSUL – Biodiversidade e Conservação Marinha*, 2(1): 50-57.
- Pinheiro, M.A.A.; Fiscarelli, A.G. & Hattori, G.Y. 2005. Growth of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae). *Journal of Crustacean Biology*, 25(2): 293-301.
- Ribeiro, J.L.S. 2006. Fecundidade do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) no manguezal de Saubara, BA. Monografia (Graduação). Faculdade de Tecnologia e Ciências de Salvador. 61p.
- Rodrigues, M.D. & Hebling, N.J. 1989. *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea: Decapoda). Complete larval development under laboratory conditions and its systematic position. *Revista Brasileira de Zoologia*, 6(1): 147-166.
- Sant’Anna, B.S. 2006. Biologia reprodutiva do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em Iguape, SP, Brasil. Dissertação (Mestrado em Pesca e Aquicultura). Instituto de Pesca de São Paulo. 64p.
- Sant’Anna, B.S.; Borges, R.P.; Hattori, G.Y. & Pinheiro, M.A.A. 2014. Reproduction and management of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Brachyura, Ucididae) at Iguape, São Paulo, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86(3): 63-73.
- Sant’Anna, B.S.; Pinheiro, M.A.A.; Mataqueiro, M. & Zara, F.J. 2007. Spermathecae of the mangrove crab *Ucides cordatus*: a histological and histochemical view. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 903-911.
- Schories, D.; Barletta-Bergan, A.; Barletta, M.; Krumme, U.; Mehlig, U. & Rademaker, V. 2003. The keystone role of leaf-removing crabs in mangrove forests of North Brazil. *Wetlands Ecology Management*, 11: 243-255.
- Schmidt, A.J. 2006. Estudo da dinâmica populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea-Decapoda-Brachyura), e dos efeitos de uma mortalidade em massa desta espécie em manguezais do Sul da Bahia. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 186p.

- Schmidt, A.J.; Araujo, S.M.B.; Souza, E.P.; May, M.; Oliveira, M.A. & Tararam, A.S. 2005. O papel dos apicuns na dinâmica populacional do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus cordatus*) em manguezais de Canavieiras – BA. In: II Congresso Brasileiro de Oceanografia. Anais do II Congresso Brasileiro de Oceanografia, Vitória – ES.
- Schmidt, A.J.; Bemvenuti, C.E.; Diele, K.; Galli, O.B.S.; Serafim, K.B.; Jesus, J.B.G. & Theil, C.M.I. 2008a. Teste do método de monitoramento de migrações reprodutivas e observações sobre o comportamento do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*, em manguezal de Caravelas, BA, p. 85. In: V Congresso Brasileiro sobre Crustáceos. Anais do V Congresso Brasileiro de Crustáceos, Gramado-RS. 191p.
- Schmidt, A.J.; Rabelo, L.B.; Galli, O.B.S.; Theil, C.I.; Bemvenuti, C.E.; Jesus, J.B.G. & Serafim, K.B. 2008b. Distribuição espacial de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* e do guaiamum *Cardisoma guanhumi*, em uma transição de manguezal para restinga em Caravelas/BA. In: VI Simpósio Brasileiro de Oceanografia. Anais do VI Simpósio Brasileiro de Oceanografia, São Paulo-SP.
- Schmidt, A.J.; Theil, C.M.I. & Galli, O.B.S. 2008c. Estudos preliminares sobre efeitos de uma mortalidade em massa em uma população de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura), em Caravelas (Bahia-Brasil). Boletim Técnico-Científico do CEPENE, 16(1): 43-49.
- Schmidt, A.J.; Bemvenuti, C.E. & Diele, K. 2013. Sobre a definição da zona de apicum e sua importância ecológica para populações de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763). Boletim Técnico Científico CEPENE, 19(1): 9-25.
- Silva, K.C.A.; Ferreira, I.L.S.; Ivo, C.T.C.; Araújo, M.V.L.F.; Klautau, A.G.C.M. & Cintra, I.H.A. 2009. Aspectos reprodutivos do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) na reserva extrativista marinha Mãe Grande de Curuçá, Pará, Brasil. Boletim Técnico-Científico do CEPNOR, 9: 9-23.
- Silva, R. & Oshiro, L.M.Y. 2002. Aspectos da reprodução do caranguejo guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille (Crustacea, Decapoda, Gecarcinidae) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 19(1): 71-78.
- Simith, D.J.B. & Diele, K. 2008. Metamorphosis of mangrove crab megalopae, *Ucides cordatus* (Ocypodidae): Effects of interspecific versus intraspecific settlement cues. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 362: 101-107.
- Souza, E.P. 1999. Distribuição, aspectos reprodutivos e morfométricos do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) no Manguezal de Itacuruçá-Coroa Grande, Baía de Sepetiba, RJ. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 47p.
- Spalding, M.; Kainuma, M. & Collins, L. 2010. World Atlas of Mangroves. Earthscan. 319p.
- 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
- Vasconcelos, E.M.S.; Vasconcelos, J.A. & Ivo, C.T.C. 1999. Estudo sobre a biologia do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus cordatus*, Linnaeus, 1763), capturado no estuário do rio Curimataú (Canguaretama) no estado do Rio Grande do Norte. Boletim

Técnico-Científico do CEPENE, 7(1): 85-116.

Wunderlich, A.C.; Pinheiro, M.A.A. & Rodrigues, A.M.T. 2008. Biologia do caranguejo-
uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga,
Santa Catarina, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 25(2): 188-198.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBioDisponível em www.icmbio.gov.br/cepsul***Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763)****Categoria e critério da avaliação:** NT

Justificativa: O caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) atinge grande porte na fase adulta, figurando entre os principais recursos pesqueiros de sistemas estuarinos brasileiros, em especial em áreas de manguezal, onde são espécies endêmicas. A extração do caranguejo-uçá está associada ao tamanho da área e sua qualidade ambiental, sendo mais expressiva nos estados da região norte-nordeste do Brasil, particularmente nas Reentrâncias Maranhenses e Delta do Parnaíba. Esta espécie é considerada sobrexplotada (anexo II da IN MMA, nº 5/2004), o que se deve à condição vulnerável dos manguezais, que têm sido suprimidos por atividades humanas. Considerando um período de análise de três tempos geracionais (22,5 a 26 anos, para machos e fêmeas, respectivamente), é possível observar uma queda de aproximadamente 57% na produção entre 1994 e 2007. Tal percentual de queda na produção reflete uma redução populacional da espécie, embora ela seja referente apenas ao estoque explorado como recurso pesqueiro, principalmente na região do Delta do Parnaíba. A maior parte da população de *U. cordatus* ocorre nas grandes extensões de manguezal do Amapá ao Maranhão, onde se concentram mais de 75% dos manguezais brasileiros. Um elevado percentual dessas áreas de manguezal está localizado em Unidades de Conservação (72% da área total), permitindo inferir que a redução de 57% na produção do caranguejo-uçá ocorreu no máximo em metade da população. Neste sentido, esta redução resulta em uma redução populacional de 28% para todo o Brasil, fazendo com que ela quase atinja o critério A2(bcd). Assim, ela foi categorizada como Quase Ameaçada (NT).

Prancha I



Ucides cordatus (Linnaeus, 1763)
Foto: Delson Gomes

CAPÍTULO 34

AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO *Neohelice granulata* (DANA, 1851) (DECAPODA: VARUNIDAE)

Marcelo A. A. Pinheiro, William Santana, Harry Boos, Akeme M. F. Matsunaga & Laira Lianos

Palavras-chave: ameaça, extinção, Grapsoidea, impacto, manguezal, Varunidae.

Introdução

A família Varunidae H. Milne-Edwards, 1853, pertence à superfamília Grapsoidea MacLeay, 1838, e está amplamente distribuída por todos os oceanos do mundo. Varunidae atualmente é composta por cinco subfamílias, totalizando 36 gêneros e 160 espécies (Davie et al., 2015). Dentre estas, o caranguejo semiterrestre *Neohelice granulata* (Dana, 1851) é encontrado na zona intertidal das regiões estuarinas do Oceano Atlântico Sul-Occidental. Desde a sua descrição, esta espécie era comumente conhecida como *Chasmagnathus granulatus* (ou *Chasmagnathus granulata*), sendo, posteriormente, transferida para o gênero *Neohelice* por Sakai et al. (2006).

Neohelice granulata apresenta grande importância como bioturbador de áreas intertidais de estuários tropicais e subtropicais, já que suas escavações aumentam os níveis de oxigenação e drenagem do solo (Gregati & Negreiros-Fransozo, 2009; Martinetto et al., 2016). É uma espécie atualmente considerada um modelo emergente para pesquisas bioquímicas, fisiológicas e ecológicas, com um contínuo aumento de publicações desde o final da década de 1980 (Spivak, 2010).

Distribuição Geográfica

Esta espécie apresenta distribuição meridional, sendo endêmica das zonas subtropicais e temperadas da costa atlântica da América do Sul, nas regiões mesolitoral e supralitoral. Ocorre desde o sudeste do Brasil (22°57'S; Lagoa Ararurama, Rio de Janeiro), Uruguai até a Argentina (42°25'S; Golfo de San José,

Patagônia). Tipicamente eurihalina, é adaptada ao ambiente estuarino. Habita manguezais ao norte, e marismas ao sul. Sua distribuição mostra uma nítida sobreposição com a do caranguejo violinista *Uca uruguayensis* (Nobili, 1901). Em algumas localidades ocorre aos milhares, podendo ultrapassar 100 ind./m². São particularmente numerosos na região da Lagoa dos Patos (RS, Brasil) e Baía de Samborombón (norte da Argentina) (Boschi, 1964; Melo, 1996; Spivak, 2010; Ituarte, 2012).

Habitat e Ecologia

Neohelice granulata apresenta complexo ciclo de vida, com quatro estágios de zoea, um de megalopa e juvenis planctônicos. Quando adulto, esse caranguejo bentônico distribui-se na área estuarina, com ou sem vegetação, onde constrói tocas verticais profundas. Essas galerias semipermanentes apresentam dimensões variáveis que acompanham os níveis da maré e do lençol freático. Tal estratégia garante a presença de água em seu interior mesmo sob estresse hídrico e minimiza a variação da salinidade e temperatura. Além disso, essas tocas comportam-se como armadilhas passivas para o acúmulo de vegetação e sedimentos utilizados durante a alimentação (Botto et al., 2006), já que essa espécie pode ser herbívora, quando associada à *Spartina*, em marismas, ou detritívora, quando em manguezais (Simonetti et al., 2013).

Essa é uma espécie tipicamente semiterrestre, por ser capaz de manter as brânquias constantemente umedecidas através de um sistema de circulação entre as bases dos pereopódos, que captam a água da superfície externa do corpo e a liberam na cavidade branquial, renovando os teores de oxigênio (Luquet et al., 2002).

Em períodos de atividade, os animais maiores (geralmente machos), são facilmente encontrados em locais abertos, enquanto as fêmeas e os jovens buscam refúgio junto à vegetação estuarina (Beltrame et al., 2011). Nos meses de primavera e verão, esse caranguejo é encontrado na zona infralitoral em busca de alimento. Já nos meses de outono e inverno permanece no interior das tocas por um período maior, onde apresenta redução da atividade metabólica pela queda da temperatura ambiente e menor disponibilidade de alimento (Simonetti et al., 2013).

No período copulatório, as fêmeas de *N. granulata* tornam-se receptivas de duas a quatro vezes por ano, por um curto período, dessa forma, a competição entre os machos é tendenciosa com cópulas sucessivas. A reprodução desse caranguejo baseia-se na defesa, onde os maiores machos constroem grandes tocas que são utilizadas como uma câmara copulatória protegida. Já os menores machos copulam geralmente na superfície por interceptação de fêmeas receptivas (Sal-Moyano et al., 2016).

Biologia Geral

O caranguejo *N. granulata* é um dos mais abundantes dos mangues brasileiros (Barutot et al., 2009) e apesar da sua distribuição contemplar uma extensa faixa litorânea, não existem, até o momento, informações sobre sua tendência populacional. O padrão reprodutivo dessa espécie, provavelmente, está relacionado com a latitude e amplitude térmica (Bas et al., 2005). No Brasil apresenta reprodução contínua (ao longo de todo o ano), com maior pico variando entre as populações do sul e sudeste brasileiro. O pico reprodutivo para a região sul do Brasil é durante o verão, enquanto na região sudeste este pico ocorre durante o outono e inverno, com maior proporção de fêmeas ovígeras no inverno e de juvenis no verão (Barutot et al. 2009; Gregati & Negreiros-Fransozo, 2009).

Os maiores tamanhos variam entre 36 e 40 mm de largura da carapaça, para machos e fêmeas, respectivamente, sendo a razão sexual indistinta (Gregati & Negreiros-Fransozo, 2009). O tamanho mínimo de maturação sexual varia de acordo com a região estudada, sendo os menores valores de largura da carapaça até então encontrados de 14,9 mm para machos e 14,1 mm para fêmeas (Barutot et al., 2009).

Ameaças

Dentre todos os ecossistemas aquáticos conhecidos, os estuários são áreas muito afetadas pelas pressões antrópicas, já que estão posicionados em locais extremamente valorizados pela construção civil, além de serem importantes rotas para a navegação. Essa grande proximidade entre os recursos naturais e a exploração humana torna-se uma combinação destrutiva a esses ambientes que são extremamente sensíveis a alterações climáticas. Em diversas áreas nota-se uma nítida redução do escoamento dulcícola, que resulta em aumento da salinidade e, conseqüentemente, redução da biodiversidade estuarina (Pinto-Coelho & Havens, 2015).

No Brasil, metade da população brasileira reside a menos de 200 km do mar e mais de 70 milhões de pessoas impactam diretamente os ambientes litorâneos. Esse processo tem sido acentuado próximo aos grandes centros, onde baías e estuários estão comprometidos pela poluição e exploração dos recursos naturais (Kelleher et al., 1995; IBAMA, 2002; MMA, 2002). Desta maneira, o crescimento populacional é a principal forma de pressão sobre áreas de alta sensibilidade ambiental (p. ex., dunas, manguezais e estuários). A falta de saneamento básico (80% do esgoto no Brasil não recebe tratamento e é lançado diretamente em rios, lagoas ou mar) e os resíduos produzidos (90% do lixo coletado no Brasil é direcionado para “lixões”, sendo 50% deles localizados junto a rios, lagoas ou mar) somam grande parte desta

pressão exercida sobre as áreas de ocorrência da espécie. Podemos citar, ainda, a agricultura e as indústrias que degradam os habitats naturais pela poluição orgânica e deposição de sedimentos (com destaque à contaminação por metais, que se acumula ao longo da cadeia trófica), além da aquicultura, que tem sido muito trabalhada nas áreas de manguezal (IBAMA, 2002; MMA, 2002).

De acordo com resultados do GERCO (Gerenciamento Costeiro – MMA), mais de três mil toneladas de poluentes líquidos, oriundos em grande parte da mineração de petróleo e resíduos domésticos, são lançadas diariamente no litoral brasileiro. Entre os poluentes industriais, cerca de 130 toneladas possuem expressiva toxicidade, sendo a poluição por óleo, crônica ou aguda, apontada como o principal fator de risco ao longo de toda a costa (MMA, 2002). Ademais, destacam-se, também, a construção e drenagem de canais, assoreamento de seus efluentes e pesca excessiva que resultam em eutrofização da matéria orgânica, destruição mecânica pelas embarcações e impacto nas populações bióticas (Pinto-Coelho & Havens, 2015).

Desse modo, a principal ameaça a essa espécie é a destruição e/ou alteração do habitat (manguezais e marismas), consequente da forte ação antrópica (Simonetti et al., 2013).

Ações de Conservação

No Brasil, o Código Florestal define os manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP) e prevê restrições a sua utilização (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, Art. 4º, inciso VII). A supressão total ou parcial da vegetação natural só é permitida mediante autorização dos órgãos governamentais competentes e somente quando de interesse público e social. Esta proteção, no entanto, não tem sido suficiente para garantir a preservação destas áreas. Uma razão para isso é que as agências estaduais de meio ambiente determinam, para cada caso, o nível de restrição permitido, além de não haver um sistema de licenciamento que utilize o mesmo nível de exigência no momento de definir as atividades permitidas nas áreas de manguezal e de transição com ambientes adjacentes.

É necessária a criação de novas áreas de proteção ambiental, principalmente para os marismas do sudeste e sul do Brasil, assim como uma avaliação mais efetiva nas unidades de conservação já existentes. Neste sentido, cerca de 83% das áreas de manguezal do Brasil estão localizadas dentro de áreas protegidas, considerando as três esferas do governo (p. ex., federal, estadual e municipal). No entanto, há uma grande disparidade na proteção destas áreas, pois 77% destes manguezais estão localizados em unidade de conservação de uso sustentável, sendo a maior parte delas ocorrendo no litoral norte do Brasil, fora da área de distribuição desta espécie. O nível de proteção das marismas é muito inferior em termos de representatividade pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

Pesquisas Necessárias

Atualmente, existem na literatura científica vários estudos ecotoxicológicos, fisiológicos e ecológicos dessa espécie. Entretanto, há um reduzido número de trabalhos sobre seus aspectos reprodutivos e populacionais em sua área de ocorrência nas regiões sudeste e sul brasileiras. Sendo assim, torna-se de extrema relevância a implantação de pesquisas para medir os impactos antrópicos nas populações de *N. granulata*, bem como a definição de indicadores adequados para monitorar as condições ecológicas e manutenção das espécies endêmicas no ecossistema estuarino.

Bibliografia

- Barutot, R.A.; D'Incao, F.E. & Fonseca, D.B. 2009. Reproductive biology of *Neohelice granulata* (Decapoda: Varunidae) in two salt marshes of the estuarine region of the Lagoa dos Patos Lagoon, southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89: 769-774.
- Bas, C.; Luppi, T. & Spivak, E. 2005. Population structure of the South American estuarine crab, *Chasmagnathus granulatus* (Brachyura: Varunidae) near the southern limit of its geographical distribution: comparison between northern populations. *Hydrobiologia*, 537: 217-228.
- Beltrame, M.O.; De Marco, S.G. & Marcovecchio, J.E. 2011. The burrowing crab *Neohelice granulata* as potential bioindicator of heavy metals in estuarine systems of the Atlantic coast of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172(1-4): 379-389.
- Boschi, E.E. 1964. Los crustáceos decápodos Brachyura del litoral Bonaerense. *Boletín del Instituto de Biología Marina*, 6: 1-76.
- Botto, F.; Iribarne, O.; Gutierrez, J.; Bava, J.; Gagliardini, A. & Veliela, I. 2006. Ecological importance of passive deposition of organic matter into burrows of the SW Atlantic crab *Chasmagnathus granulatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 312: 201-210.
- Davie, P.J.F.; Guinot, D. & Ng, P.K.L. 2015. Systematics and classification of Brachyura. pp. 1049-1130. In: Castro, P.; Davie, P.J.F.; Guinot, D.; Schram, F.R. & von Vaupel Klein, J.C. (eds.). *Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Crustacea. Volume 9C-II. Decapoda: Brachyura (Part 2)*. Brill Leiden, Boston, 1221p.
- Gregati, R.A. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2009. Population biology of the burrowing crab *Neohelice granulata*, (Crustacea: Decapoda: Varunidae) from a tropical mangrove in Brazil. *Zoologia*, 26(1): 32-37.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2002. *GEO Brasil - Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil*. Brasília, IBAMA, 440p.

- Ituarte, R.B.; D'Anatro, A.; Luppi, T.A.; Ribeiro, P.D.; Spivak, E.D.; Iribarne, O.O. & Lessa, E.P. 2012. Population structure of the SW Atlantic estuarine crab *Neohelice granulata* throughout its range: a genetic and morphometric study. *Estuaries and Coasts*, 35(5): 1249-1260.
- Kellerher, G.; Bleakley, C. & Wells, S. 1995. A global representative system of marine protected area. Volume 1. World Bank, Washington D.C., 230p.
- Luquet, C.M.; Genovese, G.; Rosa, G.A. & Pellerano, G.N. 2002. Ultrastructure changes in the gill epithelium of the crab *Chasmagnathus granulatus* (Decapoda: Grapsidae) in diluted and concentrated seawater. *Marine Biology*, 141: 753-760.
- Martinetto, P.; Montemayor, D.I.; Alberti, J.; César, S.B.; Costa, C.S.B. & Iribarne, O. 2016. Crab bioturbation and herbivory may account for variability in carbon sequestration and stocks in south west Atlantic salt marshes. *Frontiers in Marine Science*, 3(122): 1-12.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Editora Plêiade/Fapesp, São Paulo, 603p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília: MMA/SBF, 404p.
- Ng, P.K.L.; Guinot, D. & Davie, P.J.F. 2008. Systema Brachyurorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. *The Raffles Bulletin of Zoology Supplement*, 17: 1-286.
- Pinto-Coelho, R.M. & Havens, K. 2015. Estuários e Águas costeiras. p. 83-89. In: Pinto-Coelho, R.M. & Havens, K. Crise nas Águas. Educação, ciência e governança, juntas, evitando conflitos gerados por escassez e perda da qualidade das águas. Volume 1. Recóleo, Belo Horizonte, 162p.
- Sakai, K.; Türkay, M. e Yang, S.L. 2006. Revision of the *Helice/Chasmagnathus* complex (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft*, 565: 1-77.
- Sal-Moyano, M.P.; Gavio, M.A. & Luppi, T. 2016. Different sperm allocation strategies in two populations of the semiterrestrial crab *Neohelice granulata* (Brachyura, Grapsoidea, Varunidae). *Marine Ecology*, 37(4): 737-749.
- Simonetti, P.; Botté, S.E.; Fiori, S.M. & Marcovecchio, J.E. 2013. Burrowing crab (*Neohelice granulata*) as a potential bioindicator of heavy metals in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64(1): 110-118.
- Spivak, E.D. 2010. The crab *Neohelice* (= *Chasmagnathus*) *granulata*: an emergent animal model from emergent countries. *Helgoland Marine Research*, 64(3): 149-154.

Espécies Avaliadas no Processo Conduzido pelo ICMBioDisponível em www.icmbio.gov.br/cepsul***Neohelice granulata (Dana, 1851)*****Categoria e critério da avaliação:** NT

Justificativa: As áreas de manguezais em que a espécie ocorre (entre o Rio de Janeiro e o Rio Grande do Sul) estão sujeitas a forte pressão antrópica, sendo grande parte delas circunvizinhas a médias e grandes cidades com inferior estado de conservação, comparando-se a outras áreas das regiões Nordeste e Norte do Brasil. Desta forma, supõe-se que a extensão de ocorrência desta espécie é inferior a 5.000km², somando as áreas de manguezais e as de marismas. Entretanto, a população não se encontra severamente fragmentada, não há um pequeno número de localizações e nem flutuações extremas, de modo que a espécie não pode ser categorizada como “Em perigo (EN)”. Desta forma, a espécie foi considerada como “Quase ameaçada” (NT), sendo parcialmente atendido o critério B1 b(iii).

Prancha I



Neohelice granulata (Dana, 1851)
Foto: H. Chinellato



Neohelice granulata (Dana, 1851)
Foto: H. Chinellato