



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

LÍGIA MARIA BORGES MARQUES SANTANA

**AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO DE TRÊS
ESTUÁRIOS DO LITORAL DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL**

FORTALEZA

2014

LÍGIA MARIA BORGES MARQUES SANTANA

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO DE TRÊS
ESTUÁRIOS DO LITORAL DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL

Tese apresentada ao Curso de Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Co-orientadora: Prof^ª. Dr.^a. Letícia Veras Costa-Lotufo

Fortaleza - Ceará

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Rui Simões de Menezes

S223a Santana, Lígia Maria Borges Marques.

Avaliação de risco ecotoxicológico de três estuários do litoral do Ceará, Nordeste do Brasil / Lígia Maria Borges Marques Santana. – 2014.
160f.: il. color., enc. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2014.
Área de Concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.
Orientação: Prof^o. Dr^o. Denis Moledo de Souza Abessa.
Co-Orientação: Prof^a. Dr^a. Letícia Veras Costa-Lotufo.

1. Estuários. 2. Peixes – Contaminação. 3. Mercúrio. I. Título.

CDD 577.786

LÍGIA MARIA BORGES MARQUES SANTANA

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO DE TRÊS
ESTUÁRIOS DO LITORAL DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL


Tese apresentada ao Curso de Ciências
Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do
Mar, da Universidade Federal do Ceará, como
parte dos requisitos para obtenção do título de
Doutora em Ciências Marinhas Tropicais.
Área de concentração: Utilização e Manejo de
Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Aprovada em 12 / dezembro / 2014

BANCA EXAMINADORA



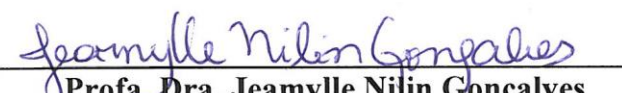
Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa
UNESP (Orientador – Presidente)



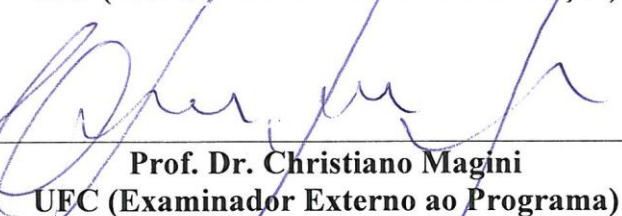
Profa. Dra. Leticia Veras Costa Lotufo
UFC (Co-orientadora/Examinadora Interna)



Profa. Dra. Juliana Delatim Simonato Rocha
UEL (Examinadora Externa à Instituição)



Profa. Dra. Jeanylle Nilin Gonçalves
UFS (Examinadora Externa à Instituição)



Prof. Dr. Christiano Magini
UFC (Examinador Externo ao Programa)

Ao meu avô *Mathias Borges*, por sua honestidade, humildade e sabedoria.

AGRADECIMENTOS

Chegar ao final de um doutorado é certamente resultado de um grande empenho pessoal, mas que jamais seria possível caminhando sozinha.

Ao meu pai, *Albertino Maurício*, e minha mãe, *Olga Maria*, por toda minha vida...as maiores bênçãos que já recebi, meus maiores apoiadores e incentivadores. Vocês são meu mundo!

Aos meus orientadores, *Denis* e *Leticia*, que me receberam em seus laboratórios e me deram todo o suporte que precisei nesses quase cinco anos. Dois grandes exemplos de pesquisadores, professores, pessoas e pais, que tenho a sorte de conhecer e o privilégio de aprender junto!

Aos laboratórios e equipes envolvidas na realização deste trabalho:

- ECOTOX (Laboratório de Ecotoxicologia Marinha, LABOMAR), sob orientação da Prof^a Dr^a *Leticia Costa-Lotufo*. Aos amigos do laboratório, parceiros de convivência, família do coração com quem dividimos almoços, aniversários, natais, carnavais, bagunças e faxinas!, *Marcionília, Larissa, Allyson, Karine, Ellthon, Lívia, Marcela* (Tchuca), *Renan* (Daku), *Évila, Eveline, Liuiza, Arinice, Allan, Rafael, Paula A., Paula J., Ivana, Diego, Andressa, Bianca, Jeamylle, Janisi, Fiamma, Lino, Carlos Rocha, Lourdes Larissa, Breno, Isabelle, Janaina, Luana, Lucas*.

- NEPEA (Laboratório do Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática, UNESP/São Vicente), sob orientação do Prof. Dr. *Denis Abessa*, onde foram desenvolvidas as análises enzimáticas e outros encontros acadêmicos, especialmente à *Giuliana* (Malária), *Lucas* (Geléia), *Tainá* (Bai), *Guaçira, Lucas Buruaem, Camila* (Cecê), *Roberta* (Poia), *Tchuca*, pelo suporte nos períodos em que estive em São Vicente, desde a rotina laboratorial até abrindo suas casas para me acolher!

- CEDECAM (Centro de Diagnóstico de Enfermidades de Organismos Aquáticos, LABOMAR), sob orientação do Prof. Dr. *Rodrigo Maggioni*, onde foram processadas as análises histológicas, principalmente à *Graça, Felipe*.

- Biogeoquímica Costeira (LABOMAR), sob orientação dos Prof. Dr. *Rozane Marins* e *Luiz Drude de Lacerda*, onde foram realizadas as análises dos metais, com o apoio de *Bianca França, Moisés, José Edvar* e *Isabelle*; E apoio nas medições dos parâmetros em campo, particularmente por *Moisés* e *Breno*.

- LECA (Laboratório de Ecologia Animal, LABOMAR), sob orientação do Prof. Dr. *Tito Lotufo*, pelo parceria e apoio sempre que necessário, particularmente ao amigo *Eduardo Freitas*, fundamental na identificação das espécies de peixes deste trabalho!

- CSIC (Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, Cádiz, Espanha), ao Prof. Dr. *Julián Blasco* (Orientador no exterior), Dr. *Olivia Campana* (Co-orientadora no exterior) e *Melli* (*M^a Carmen Agullo*, técnica de laboratório), muito obrigada pela oportunidade de estágio e por me receberem tão bem!

À FUNCAP (Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e à CAPES/DS (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior/Demanda Social) pelo apoio financeiro nas bolsas durante o doutorado.

À CAPES/DS (Processo BEX: 7333/13-7 do PDSE -Programa Institucional de Bolsas de Doutorado Sanduíche no Exterior) pela concessão da bolsa e auxílios para o período de doutorado sanduíche em Cádiz, Espanha.

Ao INCT-TMCOcean (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – Transporte de Materiais Continente-Oceano), processo CNPq nº 573601/2008-9, pelo apoio financeiro para as análises de quantificação de mercúrio.

Aos Prof. Dr. *Rodrigo Maggioni* e *Tito Lotufo*, pelo apoio durante suas representações como coordenadores do programa de pós-graduação; ao Prof. Dr. *Tito Lotufo* pela oportunidade de estágio à docência.

Aos Prof. Dr. *Sandra Santaella*, *Vicente Faria* e *Luiz Drude de Lacerda*, pela disponibilidade de participação na banca de qualificação e sugestões de correção do trabalho.

Aos Prof. Dr. *Juliana D. S. Rocha*, *Jeamyllie Nilin* e *Christiano Magini*, pela disponibilidade de participação na banca de defesa desta tese.

Às amigas *Tchuca* e *Marcionília*, conselheiras e incentivadoras que me estimularam desde o início do projeto da tese e durante todo o seu desenvolvimento.

À querida *Paula Jimenez*, por dividir sua alegria e seus conhecimentos nesta caminhada.

À amiga Lu, *Luciane Maranhão*, por me receber como sua família em Cádiz, sem você os meses na Espanha não teriam sido tão divertidos!

À *Lucas Buruaem*, pela assistência 24h principalmente nas análises enzimáticas e nas etapas para o doutorado sanduíche!

À *Fiamma*, por toda dedicação ao estágio! Não poderia ter encontrado pessoa melhor para me auxiliar! Muito bom conviver com você!

À *Robson Seriani* e *Carlos A. Rocha* pelo auxílio nas colorações das lâminas de micronúcleo.

Ao Prof. Dr. *Teodoro Vaske Junior*, da UNESP, pelo apoio no envio de material para identificação das espécies de bagre.

Aos pescadores *Marcus*, *Neo*, *Tasso* e *Jefferson*, sem os quais nenhum resultado seria possível!

Ao amigo *Breno Costa*, pelo apoio nas coletas, boas conversas, piadas e até o esforço para capturar 1 bagre depois de horas de tentativa!

Ao CEAC (Centro de Estudos em Aquicultura Costeira, LABOMAR), pelo apoio nas coletas no rio Pacoti, especialmente ao amigo *Roberto Kobayashi*.

A todos os funcionários do LABOMAR, particularmente aos porteiros Seu *Francisco*, *Reginaldo*, e aos funcionários da limpeza Dona *Célia* e *Francisco*, pelo bom humor, disposição e boa convivência diária!

A meus avós, *Mathias* e *Olga* (*in memoriam*), *Maria* e *Albertino* (*in memoriam*), tios *João* e *Regina*, *João Luis* (*in memoriam*) e *Fátima*, *Paulo* e *Neide*, *Luiz* e *Bete*, irmãos *Thiago* e *Fabiana*, *Diogo* e *Simone*, primos *Daniel* e *Karina*, *Paulo* e *Tamiris*, *Vitor* e *Márcia*, *Rodrigo*, *Marcelo* e *Samira*, e meus sobrinhos *Raul*, *Marília* e *Vinícius*, amor eterno!

Ao *Jean Sartre*, pelo amor e companheirismo diários!

À todos que encontrei nesta caminhada.

Aos *animais* que usamos na ciência...

À *natureza*,

À *Deus*.

“A vida sem ciência é uma espécie de morte.”(Sócrates)

RESUMO

Os estuários e as regiões costeiras são particularmente vulneráveis às atividades antrópicas instaladas em suas bacias de drenagem, pois atuam como receptores finais de diversas substâncias capazes de prejudicar a qualidade desses ecossistemas e sua biota natural. As pressões antrópicas ao longo dos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ) têm intensificado a entrada de contaminantes nestes ecossistemas, tendo sido relatadas contaminações por metais (Al, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb e Zn) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), principalmente no ERC, o qual recebe efluentes industriais e urbanos. Os principais estudos de contaminação do ERJ apontam para a degradação ambiental em função dos efluentes da carcinicultura, enquanto os efluentes urbanos são as principais fontes de contaminação no ERP, considerado não poluído até o início dos anos 2000. As poucas investigações sobre os efeitos ecotoxicológicos nestes estuários foram pontuais e revelaram a ocorrência de toxicidade aguda e crônica, com efeitos mais severos no ERC. Este trabalho teve como objetivo avaliar o risco ecológico dos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, do estado do Ceará, nordeste do Brasil, através de análises de condições do estado fisiológico, biomarcadores e bioacumulação em bagres, e análises de concentração de mercúrio no sedimento dos três locais. A ocorrência de danos ecotoxicológicos nos animais foi avaliada pela utilização de biomarcadores bioquímicos, histológicos e genotóxicos, bioacumulação de Hg, fator de condição e índices somáticos dos bagres *Sciades parkeri* e *S. proops*, coletados no ERC, e *S. herzbergii* provenientes do ERP e ERJ. Os peixes foram coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012, sacrificados e seus tecidos foram retirados e conservados para análises. Sedimentos dos três estuários foram coletados para quantificação de mercúrio. Danos a respeito dos processos de depuração de xenobióticos foram mais expressivos nos bagres do ERP e ERJ, enquanto danos morfológicos foram mais evidentes nos peixes do ERC. A bioacumulação de mercúrio foi maior nos indivíduos de ERP e ERJ, embora a concentração do metal nos sedimentos tenha sido maior no ERC. Os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, estão sob risco ecológico os quais demandam ações de identificação, monitoramento e controle das fontes de poluição. Através da integração das linhas de evidência investigadas, o nível de contaminação pode ser classificado em severo para o ERC e entre moderado e severo para o ERP e o ERJ.

Palavras-chave: Contaminação. Peixes. Biomarcadores. Bioacumulação. Mercúrio.

ABSTRACT

The estuaries and the coastal areas are particularly vulnerable to anthropic activities installed at their catchments, because such areas represent the fate of several substances that are harmful to the natural ecosystems and the local biota. Anthropic pressures in the estuary of the rivers Ceará (ERC), Pacoti (ERP) and Jaguaribe (ERJ), at Ceará State, Northeastern Brazil, intensified the input of contaminants into these ecosystems. Contamination by metals (Al, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb and Zn) and poli-aromatic hydrocarbons (PAHs) have been reported, mainly to the ERC, which is widely impacted by urban and industrial effluents. Other studies on the ERJ indicated environmental degradation due to effluents from shrimp farming, while urban effluents are the main sources of contamination to the ERP, which was considered unpolluted until the early 2000s. The few investigations about the ecotoxicological effects in these estuaries were punctual and revealed the occurrence of acute and chronic toxicity, with more severe effects on the ERC. The present study aimed to assess the ecological risk of the estuaries of Ceará, Pacoti and Jaguaribe, by integrating analyzes of physiological conditions, biomarkers and bioaccumulation in catfish, and analysis of mercury concentration in the sediment of ERC, ERP and ERJ. The occurrence of ecotoxicological damage in animals was assessed by biochemical, histological and genotoxic biomarkers, bioaccumulation of Hg, condition factor and somatic indices in catfish *Sciades parkeri* and *S. proops* from the ERC, and *S. herzbergii* from the ERP and ERJ. Fish were collected between June 2011 and November 2012, sacrificed and their tissues were removed and stored for analysis. Sediments of three estuaries were collected for mercury quantification. Damages concerning the depuration processes of xenobiotics were more expressive in catfish from ERP and ERJ, while morphological damage was evident in fish from ERC. The bioaccumulation of mercury in soft tissues was higher among fish from ERP and ERJ, although the concentrations in sediments were higher in ERC. The estuaries of ERC, ERP and ERJ are under ecological risk and demand actions for the identification, monitoring and control of pollution sources. Through integration of the different lines of evidence, the ecological risks can be classified as severe for the ERC and from moderate to severe for the ERP and the ERJ.

Keywords: Contamination. Fish. Biomarkers. Bioaccumulation. Mercury.

LISTAS DE FIGURAS

INTRODUÇÃO

- Figura 1 - Relevância ecológica dos possíveis níveis de expressão dos efeitos ecotoxicológico-lógicos em função do tempo de exposição a contaminantes... 22
- Figura 2 - Etapas da análise de risco ecológico..... 24

CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Ação de contaminantes nos níveis de organização biológica estudados em ecotoxicologia aquática..... 31
- Figura 2 - Localização geográfica do estado do Ceará no nordeste do Brasil, e dos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), detalhados pelas fotografias aéreas de imagem de satélite. Asteriscos em amarelo evidenciam áreas de carcinicultura..... 35
- Figura 3 - Pluviosidade total mensal (mm) entre 2003 e 2013 nos postos pluviométricos pró-ximos aos estuários dos rios (A) Ceará (Posto do Pici em Fortaleza), (B) Pacoti (Posto Aquiraz, município de Aquiraz) e (C) Jaguaribe (Posto Fortim, município de Fortim)..... 39
- Figura 4 - Estimativa das emissões (t. ano⁻¹) por fontes naturais e antropogênicas nas bacias hidrográficas dos rios Ceará, Pacoti e Baixo Jaguaribe: (A) emissões de N e P; (B) emissões de metais..... 41

CAPÍTULO 2

- Figura 1 – Ciclo Biogeoquímico do mercúrio..... 67
- Figura 2 – Amostragem dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe. A) transporte dos peixes. Exemplos de medição dos indivíduos empregando paquímetro. B) Comprimento total. C) Comprimento padrão..... 68
- Figura 3 – Abertura dos bagres para retirada dos órgãos. A) Foto evidenciando a localização das brânquias (b), fígado (f), estômago (e), intestino (i) e músculo (m). B) retirada dos órgãos do aparelho digestório para localização do rim (r) nos animais..... 69

Figura 4 -	Localização do ponto de coleta de sedimento nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil.....	70
Figura 5 -	Espécies de bagres capturadas nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	72
Figura 6 -	Modelo de representação gráfica Box Plot indicando a divisão dos quartis aplicada nos dados do presente estudo.....	80
Figura 7 -	Parâmetros abióticos medidos nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e setembro de 2012. A) Temperatura. B) Salinidade. C) pH.....	81
Figura 8 -	Pluviosidade total nos meses de coleta nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ) entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	82
Figura 9 -	Pluviosidade total nos anos de 2011 e 2012 nos estuários dos rios Ceará (A), Pacoti (B) e Jaguaribe (C), com destaque (círculo vermelho) para os meses das coletas dos bagres em relação ao limite inferior de quadra chuvosa (linha pontilhada).....	82
Figura 10 -	Relação peso-comprimento dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012, segundo a espécie e local de coleta	85
Figura 11 -	Biometrias dos bagres coletados no estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP), e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Peso total (g). B) Comprimento total (mm).....	86
Figura 12 -	Proporção sexual dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Considerando fêmeas e machos em atividade reprodutiva. B) Considerando fêmeas e machos no total.....	87
Figura 13 -	Fotomicrografia das gônadas dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Imaturo. Machos: B) túbulos seminíferos em processo de diferenciação das células germinativas, evidenciando a presença de espermatogônias (E.g), espermátócitos primários (E. I) e espermátócitos secundários (E.II) e C) destacando a ocorrência de espermátócitos secundários (E.II) e espermátides (E.t). Fêmeas: D)	

	Diferenciação dos folículos ovarianos com predomínio de ovócitos secundários (O.II), detalhe do núcleo (n), e presença de ovogônias (O.g) E) ovócitos secundário (O.II), terciário (O.III) e em fase V de desenvolvimento (O.V), núcleo (n) e membrana vitelina (seta) e F) ovócito em fase IV de desenvolvimento (O.VI) e membrana vitelina (seta).....	88
Figura 14 –	Fator de condição e índices somáticos dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Fator de condição (K). B) Índice gonadossomático (IGS). Detalhe: Foto de ovário maduro. C) Índice hepatossomático (IHS).....	90
Figura 15 –	Biomarcadores bioquímicos dos bagres dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) AChE muscular. B) EROD hepática. C) LPO hepática. D) LPO branquial. E) GST hepática. F) GST branquial. G) GR hepática. H) GR branquial. I) GPX branquial. J) GPX hepática. K) GPX muscular.....	94
Figura 16 –	Biomarcadores histológicos de bagres dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) VMA branquial. B) VMA hepático. C) VMA renal. D) IAH branquial. E) IAH hepático. F) IAH renal	97
Figura 17 –	Fotomicrografia das brânquias dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Filamentos branquiais sem alterações. B) Lamelas branquiais normais. C) Elevação epitelial (*), hiperplasia (seta) e parasitas (p). D) Hiperplasia das células epiteliais. E) Aneurismas. F) Desarranjo lamelar (*), hiperplasia (seta) e parasita (p). E) e F) Parasitas. H&E. Barra 100µm.....	99
Figura 18 –	Fotomicrografia do fígado dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A). Aspecto normal dos hepatócitos. B) Núcleos picnóticos (setas). C) Vacuolização (seta) e núcleos na periferia da	

	célula (círculos). D) Vacuolização intensa (seta). E) Degeneração citoplasmática (*). F) Linfoblastos (nódulo tumoral) (*). G) Hiperemia. H&E. Barra 100µm.....	101
Figura 19.1 –	Fotomicrografia dos rins dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) aspecto geral do rim sem alterações. B) Corpúsculo de Stannius (CS), grânulos de melanina (seta) e células hematopoiéticas (cabeça de seta). C) Hemorragia (*). D) Nefrose. E) Vacuolização do parênquima. F) Vacuolização do parênquima e grânulos de melanina (seta). G) Necrose total. H) Necrose focal. H&E. Barra 100µm.....	103
Figura 19.2 –	Fotomicrografia dos rins dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Degeneração granular (*). B) Degeneração hialina. C) Túbulos em regeneração (cabeça de seta). D) Degeneração tubular (*), redução (seta) e aumento (cabeça de seta) do espaço de Bowman. E) Dilatação dos capilares do glomérulo (*) com redução do espaço de Bowman (seta). F) Oclusão da luz tubular (cabeça de seta) e dilatação dos capilares do glomérulo (*) com redução do espaço de Bowman.....	104
Figura 20 -	Fotomicrografia de eritrócitos do sangue periférico dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Células normais. B) e C) Micronúcleo nas células (seta). Barra horizontal = 5µm.....	105
Figura 21 –	Bioacumulação de mercúrio no músculo de bagres dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	107
Figura 22 –	Quantificação de mercúrio em sedimentos dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Fração total. B) Sedimentos finos (< 230).....	108

LISTAS DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 -	Características gerais dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe.....	36
Tabela 2 -	Análises da água dos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP).....	44
Tabela 3 -	Análises do sedimento dos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP).....	46
Tabela 4 -	Análises na água do estuário do rio Jaguaribe (ERJ).....	48
Tabela 5 -	Contaminação no sedimento do estuário do rio Jaguaribe.....	49
Tabela 6 -	Efeitos ecotoxicológicos nos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP).....	51
Tabela 7 -	Efeitos ecotoxicológicos no estuário do rio Jaguaribe (ERJ).....	54

CAPÍTULO 2

Tabela 1 –	Características dos biomarcadores bioquímicos analisados no presente trabalho.....	65
Tabela 2 –	Classificação quanto ao sexo e maturidade sexual aplicada aos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe.....	74
Tabela 3 -	Classificação das alterações histológicas de brânquias, fígado e rim quanto ao estágio de comprometimento das funções teciduais.....	77
Tabela 4 -	Escala de severidade das médias das lesões histológicas sobre os efeitos no funcionamento do órgão.....	78
Tabela 5 -	Biometrias dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. (Mínimo – máximo; <i>Média ± Desvio Padrão</i>).....	84
Tabela 6 -	Matriz de correlação de Spearman entre o fator de condição (K) e os índices gonadossomático (IGS) e hepatossomático (IHS) dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	91
Tabela 7 -	Matriz de correlação de Spearman entre o fator de condição (K) e os índices gonadossomático (IGS) e hepatossomático (IHS) dos bagres coletados no estuário do rio Pacoti, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e	

	setembro de 2012.....	91
Tabela 8 -	Matriz de correlação de Spearman entre o fator de condição (K) e os índices gonadossomático (IGS) e hepatossomático (IHS) dos bagres coletados no estuário do rio Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre dezembro de 2011 e novembro de 2012.....	92
Tabela 9 -	Frequência de alterações histológicas observadas nas brânquias dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	98
Tabela 10 -	Frequência de alterações histológicas observadas nos fígados dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	100
Tabela 11 -	Frequência de alterações histológicas observadas nos rins dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	102
Tabela 12 -	Frequência de micronúcleos (MN) e alterações morfológicas nucleares (AN) no sangue periférico de bagres dos estuários dos rios Ceará (ERC), Jaguaribe (ERJ) e Pacoti (ERP) coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012, Ceará, Brasil. (Média ± Desvio padrão).....	106
Tabela 13 -	Matriz de decisão para integração qualitativa das múltiplas linhas de evidência (LOEs) analisadas em bagres e sedimentos dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012.....	109

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AChE	Acetilcolinesterase
AN	Alterações morfológicas nucleares
ANOVA	Análise de variância
Cd	Cádmio
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CT	Coliformes Termotolerantes
Ct	Coliformes totais
Cu	Cobre
CV-AAS	Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DDE	Diclorodifenildicloroetileno
DTNB	Ácido 5,5'-ditiobis- (ácido 2-nitrobenzóico) (Reagente de Ellman)
ERC	Estuário do rio Ceará
ERJ	Estuário do rio Jaguaribe
EROD	7-etoxiresorufina-O-dietilase
EROS	Espécies Reativas de Oxigênio
ERP	Estuário do rio Pacoti
F	Fêmea
Fe	Ferro
FM	Fêmea madura
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
GPX	Glutathione peroxidase
GR	Glutathione reductase
GST	Glutathione S-transferase
H&E	Hematoxilina e eosina
Hg	Mercúrio
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
I	Imaturo
IAH	Índice de alteração histológica
IBGE	Instituto brasileiro de geografia e estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IGS	Índice gonadosomático

IHS	Índice hepatossomático
K	Fator de condição
LOEs	Linhas de evidência
LPO	Lipoperoxidação
M	Macho
MM	Macho maduro
MN	Micronúcleos
MPS	Material Particulado em Suspensão
Ni	Níquel
NIC	Nippon Instruments Corporation
OCPs	Pesticidas Organoclorados
Pb	Chumbo
PCBs	Bifenilos Policlorados
PCDDs	Dibenzodioxinas Policloradas
PCDFs	Dibenzofuranos Policlorados
RMF	Região Metropolitana de Fortaleza
TBT	Tributilestanho
VMA	Valor médio de alteração
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical
ZEE	Zoneamento Ecológico Econômico
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	22
1.1	Avaliação de risco ecológico.....	23
2	OBJETIVOS.....	26
2.1	Objetivo geral.....	26
2.2	Objetivos específicos.....	26
CAPÍTULO 1 - CONTAMINAÇÃO ANTRÓPICA E SEUS EFEITOS EM TRÊS ESTUÁRIOS DO NORDESTE BRASILEIRO.....		28
RESUMO.....		29
1	INTRODUÇÃO.....	30
2	CARACTERIZAÇÃO DOS TRÊS ESTUÁRIOS.....	32
3	PRINCIPAIS VETORES DE CONTAMINAÇÃO.....	37
4	CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E IMPLICAÇÕES SOBRE A CONTAMINAÇÃO.....	38
5	ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO E LEVANTAMENTO DAS EMISSÕES DE POLUENTES NOS TRÊS ESTUÁRIOS.....	40
6	CONTAMINANTES DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS CEARÁ E PACOTI....	42
7	CONTAMINANTES DO ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE.....	46
8	EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS.....	50
9	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
CAPÍTULO 2 - ECOTOXICOLOGIA DE TRÊS ESTUÁRIOS DO NORDESTE DO BRASIL: BAGRES NO MONITORAMENTO AMBIENTAL.....		57
RESUMO.....		58
1	INTRODUÇÃO.....	59
1.1	Peixes e o monitoramento ambiental.....	60
1.2	Biomarcadores e estresse oxidativo em peixes.....	61
1.3	Mercúrio no ambiente, biodisponibilidade e bioacumulação em peixes.....	66
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	68
2.1	Coletas.....	68
2.2	Espécies alvo.....	71
2.3	Parâmetros bióticos.....	73
2.3.1	<i>Fator de condição</i>	73
2.3.2	<i>Índice Hepatosomático</i>	73
2.3.3	<i>Índice Gonadossomático</i>	74

2.3.4	<i>Maturidade sexual</i>	74
2.4	Biomarcadores.....	75
2.4.1	<i>Biomarcadores bioquímicos</i>	75
2.4.2	<i>Biomarcadores histológicos</i>	76
2.4.3	<i>Biomarcador genético: Teste do Micronúcleo</i>	78
2.5	Quantificação de mercúrio.....	79
2.5.1	<i>Bioacumulação nos bagres e análise dos sedimentos</i>	79
2.6	Análises estatísticas.....	80
3	RESULTADOS.....	81
3.1	Parâmetros abióticos.....	81
3.2	Parâmetros bióticos.....	83
3.2.1	<i>Maturidade sexual</i>	86
3.2.2	<i>Fator de Condição e índices somáticos</i>	89
3.3	Biomarcadores.....	92
3.3.1	<i>Biomarcadores bioquímicos</i>	92
3.3.2	<i>Biomarcadores histológicos</i>	95
3.3.3	<i>Biomarcador genético</i>	105
3.4	Quantificação de mercúrio.....	106
3.4.1	<i>Bioacumulação</i>	106
3.4.2	<i>Análise do sedimento</i>	107
3.5	Integração das Linhas de Evidência (LOEs).....	108
4	DISCUSSÃO.....	110
4.1	Fatores bióticos.....	110
4.2	Efeitos ecotoxicológicos.....	112
5	CONCLUSÕES.....	118
	CAPÍTULO 3 – CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES	119
	REFERÊNCIAS	122
	APÊNDICE A - OBTENÇÃO DOS COEFICIENTES DE REGRESSÃO (<i>b</i>) DA EQUAÇÃO ($PT=aCT^b$) ATRAVÉS DA RELAÇÃO DOS LOGARITMOS NATURAIS (\ln) DO COMPRIMENTO TOTAL (CT) E PESO TOTAL (PT) DOS BAGRES COLETADOS NOS ESTUÁRIOS DOS RIOS CEARÁ (ERC), PACOTI (ERP) E JAGUARIBE (ERJ), CEARÁ, BRASIL, ENTRE JUNHO DE 2011 E NOVEMBRO DE 2012.....	138

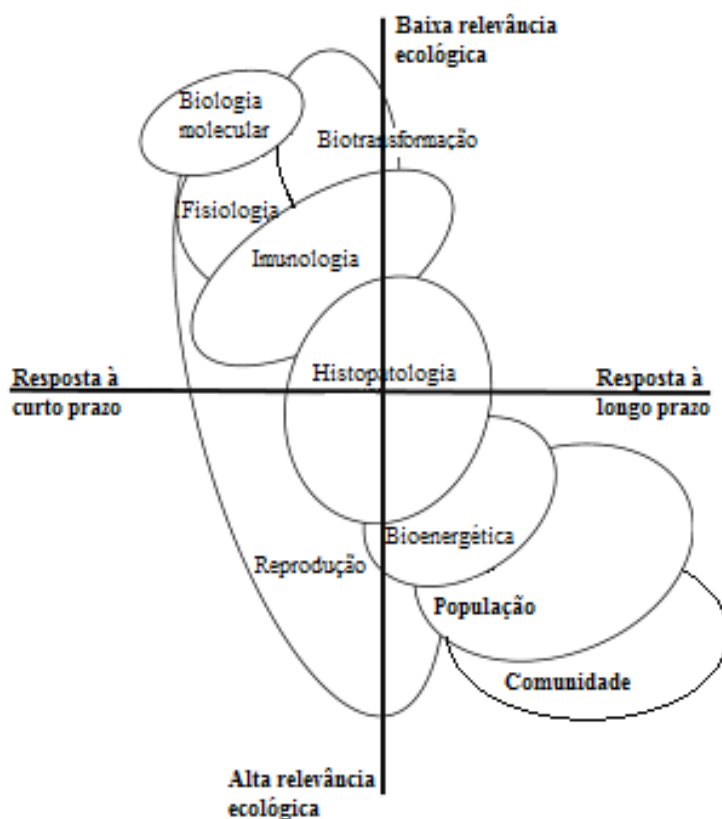
APÊNDICE B – FATOR DE CONDIÇÃO (K) DE <i>Sciades proops</i> COLETADOS NO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ (ERC) E DOS BAGRES DO ESTUÁRIO DO RIO PACOTI (ERP).....	139
ANEXO A - VALORES DE REFERÊNCIA: RESOLUÇÃO CONAMA n° 357/2005.....	140
ANEXO B - VALORES DE REFERÊNCIA: RESOLUÇÃO CONAMA n° 357/2005.....	143
ANEXO C - VALORES DE REFERÊNCIA: RESOLUÇÃO CONAMA n° 454/2012	144
ANEXO D – ANETÉSICO EUGENOL 0,04%.....	146
ANEXO E – SOLUÇÃO DE DAVIDSON.....	146
ANEXO F - CORANTE ROSENFELD.....	146
ANEXO G – HOMOGENEIZAÇÃO DE TECIDOS.....	147
ANEXO H - QUANTIFICAÇÃO DE PROTEÍNAS TOTAIS (BRADFORD, 1976).....	149
ANEXO I - ACETILCOLINESTERASE (AChE).....	151
ANEXO J – EROD (7-etoxiresorufina-O-dietilase).....	153
ANEXO K – GLUTATIONA PEROXIDASE (GPX).....	155
ANEXO L - GLUTATIONA REDUTASE (GR).....	156
ANEXO M - GLUTATIONA-S-TRANSFERASE (GST).....	157
ANEXO N - LIPOPEROXIDAÇÃO (LPO).....	158
ANEXO O – PROTOCOLO DE INCLUSÃO DE TECIDOS.....	160
ANEXO P – PROTOCOLO PARA COLORAÇÃO DE TECIDOS (H&E).....	160

1 INTRODUÇÃO

A ecotoxicologia surgiu da necessidade de investigação dos impactos negativos das atividades antrópicas sobre os ecossistemas. Em todo o mundo, a expansão industrial, urbana, agrícola e o crescimento da população humana historicamente vêm intensificando as pressões de contaminação ambiental, particularmente nos ecossistemas aquáticos.

Os possíveis efeitos da contaminação podem comprometer a aptidão ecológica de organismos individuais ou populações inteiras. Abrangem eventos de toxicidade aguda, como a mortandade de peixes comumente observada desde algumas décadas, e de toxicidade subletal, ou crônica, expressos em diversos níveis de organização biológica (por exemplo, molecular, bioquímico, fisiológico, histológico, reprodutivo) que à longo prazo podem resultar em impactos severos à comunidade (FIGURA 1). O principal objetivo da ecotoxicologia é compreender os mecanismos pelos quais os contaminantes alteram o desempenho biológico normal, a fim de desenvolver medidas adequadas para evitar efeitos adversos resultantes de contaminantes ambientais (CONNON *et al.*, 2012).

Figura 1 - Relevância ecológica dos possíveis níveis de expressão dos efeitos ecotoxicológicos em função do tempo de exposição a contaminantes.



Introduzido à ciência em 1969 pelo toxicologista francês René Truhaut, o termo “ecotoxicologia” foi definido como "o ramo da toxicologia dedicado ao estudo dos efeitos tóxicos, causados por poluentes naturais ou sintéticos, sobre os componentes dos ecossistemas, animais (incluindo humanos), vegetais e microbianas, em um contexto integral" (TRUHAUT, 1975). Desde então, a ecotoxicologia se desenvolveu como uma disciplina científica própria, descrevendo não só os efeitos da exposição a produtos químicos e à radiação, mas também o futuro ambiental dos contaminantes (HARTL, 2002). É uma ciência multidisciplinar que possui aplicações importantes no diagnóstico e na avaliação da degradação ambiental, fornecendo informações para o controle dos impactos, bem como provendo análises de risco ecológico em programas de monitoramento ambiental, dentro dos quais fornece significado biológico para os dados de contaminação, além de prova legal, possibilitando o desenvolvimento de métodos mais eficazes para a conservação e gestão ambiental, responsabilização por danos e passivos, entre outros (ABESSA, 2002).

As pesquisas nesta área vêm progredindo continuamente, baseadas no desafio de relacionar os efeitos observados relativamente a curto-prazo (agudos), que podem ser quantificados em experimentos de laboratório ou de campo, e os efeitos ecológicos a longo prazo (crônicos) (CONNON *et al.*, 2012). Dessa forma, as análises de parâmetros a partir de modelos biológicos complementam as medições de parâmetros físico-químicos na caracterização ecológica do impacto ambiental.

1.1 Avaliação de risco ecológico

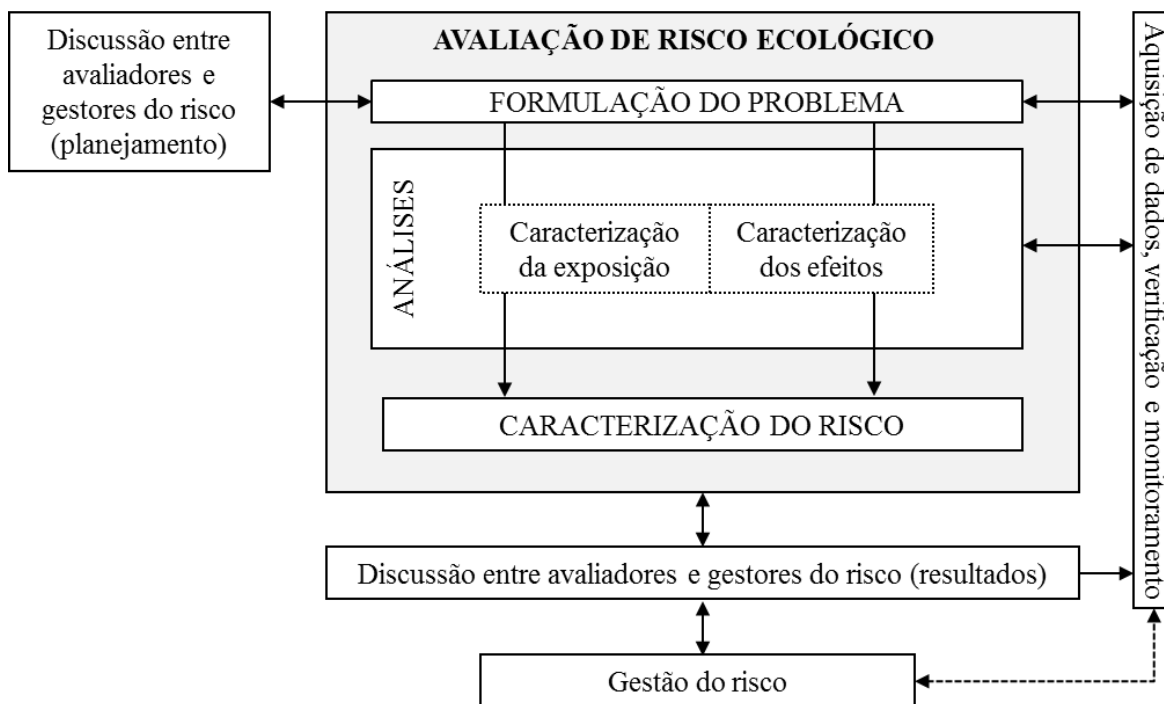
A avaliação de risco ecológico é um processo que avalia a probabilidade da ocorrência de efeitos ecológicos adversos como resultado de exposição a um ou mais agentes estressores (US EPA, 1992). Não existe risco a menos que o estressor tenha a capacidade intrínseca de provocar um ou mais efeitos adversos e que ocorra em – ou em contato a - um componente ecológico (organismos, populações, comunidades ou ecossistemas) em tempo e intensidade suficientes para desencadear o efeito adverso identificado (US EPA, 1992).

Este processo pode ser preditivo, estimando os riscos de ações ainda a serem tomadas (como a construção de uma usina), ou retrospectivo, calculando os impactos de um evento que já ocorreu, por exemplo um vazamento de óleo (WIENS, 2007).

Avaliações de risco ecológico podem ajudar a identificar os problemas ambientais, estabelecer prioridades, e fornecer base científica para ações regulatórias, tendo

suas abordagens estruturadas em três etapas: formulação do problema, a caracterização do risco, e gestão do risco (FIGURA 2).

Figura 2 - Etapas da análise de risco ecológico



Fonte: US EPA (1992).

A formulação do problema inclui a caracterização preliminar da exposição e dos efeitos, e análises de dados científicos, necessidades de política, questões regulatórias e fatores específicos do local para definir a viabilidade, o alcance e os objetivos da avaliação de risco ecológico. A fase de análise compreende a caracterização da exposição e dos efeitos ecológicos cujos objetivos, respectivamente, são prever ou medir a distribuição espacial e temporal de um estressor e sua co-ocorrência ou contato com os componentes ecológicos de interesse; e identificar e quantificar os efeitos adversos induzidos por um ou mais estressores e, se possível, avaliar as relações de causa-e-efeito. A caracterização do risco utiliza os resultados da exposição e dos efeitos ecológicos para avaliar a probabilidade de efeitos ecológicos adversos associados a essa exposição, incluindo um resumo das premissas utilizadas, as incertezas científicas, e os pontos fortes e fracos das análises (US EPA, 1992).

Este modelo norteou a execução do trabalho apresentado a seguir, com base na hipótese de que três importantes estuários do estado do Ceará, nordeste do Brasil, estão sob fortes pressões antrópicas capazes de provocar efeitos ecotoxicológicos subletais na biota estuarina e, portanto, requerem avaliações de risco ecológico.

Neste sentido, o presente trabalho foi organizado em 3 capítulos. O Capítulo 1, com o título de “Contaminação antrópica e seus efeitos em três estuários do nordeste brasileiro”, apresenta a formulação do problema, caracterizando os três estuários e identificando os principais impactos quanto à contaminação nesses ecossistemas através do levantamento bibliográfico. O Capítulo 2, “Ecotoxicologia de três estuários do nordeste do Brasil: bagres no monitoramento ambiental”, trata da fase de análises, as quais consistiram na quantificação de mercúrio em sedimentos coletados nos três estuários (caracterização da exposição) e análises de índices somáticos, biomarcadores e bioacumulação de mercúrio em bagres provenientes dos três ambientes (caracterização dos efeitos). A caracterização do risco (terceira e última etapa) pode ser entendida como as “Considerações finais e conclusões”, apontadas no capítulo 3.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o risco ecológico dos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, do estado do Ceará, nordeste do Brasil, através de análises de condições do estado fisiológico, biomarcadores e bioacumulação em bagres, e análises de concentrações de metal no sedimento dos três locais.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar a contaminação na água e no sedimento dos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, bem como seus efeitos de toxicidade, com base na revisão da literatura existente;
- Avaliar o estado fisiológico dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, e sua relação com a qualidade ambiental dos locais, através da relação comprimento-peso e dos índices de condição, hepatossomático e gonadossomático dos animais;
- Analisar as respostas de biomarcadores bioquímicos dos bagres dos três estuários por meio da verificação da atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE), relacionada com a neurotransmissão; das enzimas etoxiresorufina-O-dietilase (EROD) e glutathione S-transferase (GST), envolvidas nas vias de depuração de xenobióticos; da atividade de lipoperoxidação (LPO) e das enzimas glutathione redutase (GR) e glutathione peroxidase (GPX), atuantes no processo de estresse oxidativo celular;
- Analisar as respostas de biomarcadores histológicos nas brânquias, fígados e rins dos bagres, coletados nos três estuários, pela identificação da presença e severidade de alterações histológicas e histopatologias;
- Analisar a ocorrência de danos genotóxicos (biomarcador genético) em células sanguíneas dos animais dos três estuários, empregando o teste do micronúcleo;

- Investigar a bioacumulação de metal nos peixes coletados através da quantificação da concentração de mercúrio no músculo dos bagres dos estuários, para confirmar a exposição ao contaminante;
- Realizar análise química da quantidade de mercúrio nos sedimentos coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, visando determinar os níveis de contaminação;
- Comparar as condições observadas durante os períodos de chuva e seca, visando estimar padrões cíclicos nos três estuários;
- Comparar as respostas observadas em cada um dos métodos (linhas de evidência), a fim de estabelecer relações entre elas;
- Comparar os estuários avaliados entre si, baseando-se nas diferentes linhas de evidência analisadas;
- Avaliar o risco ecológico dos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, com base nas linhas de evidência investigadas, afim de estimar o estado atual de contaminação de cada estuário.

CAPÍTULO 1

CONTAMINAÇÃO ANTRÓPICA E SEUS EFEITOS EM TRÊS ESTUÁRIOS DO NORDESTE BRASILEIRO

RESUMO

Nas zonas tropicais, o deságue dos rios nos oceanos frequentemente é ocupado por manguezais, constituindo assim ecossistemas estuarinos únicos, com grande biodiversidade e elevada produtividade ecossistêmica. Por esse motivo, as regiões estuarinas têm atraído intensa exploração e ocupação humanas; como resultado, as ações antrópicas interferem nas dinâmicas naturais do ambiente, impactando-o pela introdução de compostos xenobióticos, que podem contaminar o ambiente e provocar efeitos nocivos nos organismos aquáticos. Por suas dimensões, atividades instaladas no entorno e importância socioeconômica, os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe estão entre os mais relevantes do estado do Ceará, nordeste do Brasil. Informações sobre os impactos nestes três estuários foram revisadas, em especial quanto à presença de contaminantes nos diferentes compartimentos e seus efeitos tóxicos sobre os ecossistemas e biota. Nestes locais, o aumento da contaminação, principalmente os níveis de metais no sedimento, tem sido evidenciado, especialmente nos últimos 10 anos. Danos biológicos foram observados em espécies locais enquanto testes de toxicidade agudos e crônicos evidenciaram um potencial tóxico, inclusive no estuário do Pacoti, considerado anteriormente como um sítio de referência. Os impactos nesses estuários são frequentes, contínuos e crescentes, de modo que os resultados levantados reforçam a necessidade de mais pesquisas e ações de controle, visando evitar futuros efeitos irreversíveis da contaminação.

Palavras-chave: Efluentes. Toxicidade. Água. Sedimento. Biota. Estuários do Ceará.

1 INTRODUÇÃO

Os estuários, ambientes de transição entre os rios e os oceanos, têm importância ecológica reconhecida por serem essenciais à sobrevivência de muitas espécies, constituindo zonas de refúgio, proteção, reprodução e alimentação para diversos organismos costeiros e marinhos. Em diversas áreas das zonas costeiras tropicais e subtropicais do mundo, os estuários geralmente são ocupados por florestas de mangue, que possuem alta habilidade de conversão da energia solar em biomassa. Apesar das condições naturais extremas, a complexa dinâmica entre os processos hidrológicos, biogeoquímicos e a presença dos manguezais torna este ecossistema um dos mais produtivos, favorecendo a ocupação e o estabelecimento de atividades econômicas na zona costeira, que apresenta constante crescimento demográfico.

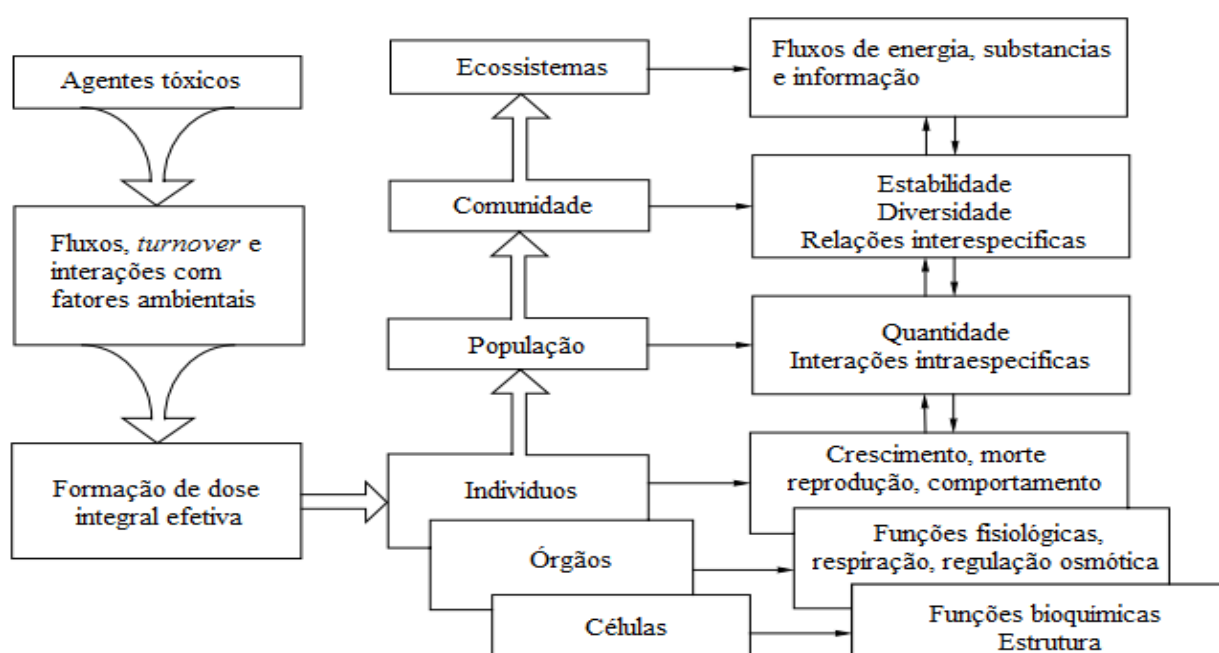
As atividades instaladas nas regiões estuarinas inevitavelmente adicionam uma variada gama de pressões antrópicas como desmatamento, pesca predatória, queimadas, aterro, deposição de lixo, dragagem, construção de barragens, loteamentos, portos e marinas, aquacultura, agricultura, extração mineral, drenagem urbana, desenvolvimento industrial, turismo, recreação e lazer. Esses diversos vetores incluem a liberação de contaminantes no meio ambiente (e.g. metais, pesticidas, microrganismos patogênicos, nutrientes, surfactantes, resíduos farmacêuticos, óleos), os quais são potencialmente prejudiciais aos seres vivos (CAJARAVILLE *et al.*, 2000; AMBROZEVICIUS; ABESSA, 2008; MOISEENKO; 2008; GIL *et al.*, 2012).

Tradicionalmente, as avaliações da qualidade ambiental se baseavam em medidas de parâmetros físico-químicos, como temperatura, pH, salinidade, turbidez, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes e metais. Entretanto, a investigação do real potencial tóxico dos poluentes para a biota tem se ampliado nos últimos 30 anos com a inclusão de análises dos efeitos ecotoxicológicos. Em locais contaminados, além da ocorrência de efeitos agudos, observam-se efeitos crônicos em longo prazo (FENT, 2004). Este processo depende da exposição e biodisponibilidade dos compostos no ambiente, taxas de absorção e metabolismo das espécies, concentração intracelular, modo de ação do contaminante e equilíbrio entre toxicidade e ações de proteção celular (FENT, 2004). Entre os gradientes físico-químicos estuarinos, a salinidade é um importante fator que influencia o fracionamento dos contaminantes entre o sedimento, coluna d'água e água intersticial, afetando a biodisponibilidade dos compostos (CHAPMAN; WANG, 2001).

Os efeitos ecotoxicológicos podem se manifestar em todos os níveis constituintes dos ecossistemas, desde moleculares (alterações bioquímicas, genéticas), individuais

(fisiológicas, morfológicas, reprodutivas, comportamentais) até níveis maiores de organização biológica como comunidades e o próprio ecossistema (FIGURA 1). Entre os efeitos, destacam-se as alterações conhecidas como *biomarcadores* (e.g. enzimáticos, genéticos, histológicos) que indicam a exposição ao contaminante (NEWMAN; UNGER, 2003). A toxicidade também pode ser avaliada por meio de ensaios laboratoriais com organismos-testes, como copépodos e anfípodos, segundo protocolos específicos (LOTUFO; ABESSA, 2002; US EPA, 2001).

Figura 1 - Ação de contaminantes nos níveis de organização biológica estudados em ecotoxicologia aquática



Fonte: MOISEENKO (2008).

No Brasil, um dos países com maior área litorânea mundial, a população total residente na zona costeira atingiu 50.702.891 habitantes em 2010 (26,58% da população nacional total), com significativo acréscimo entre 2000 e 2010 (IBGE, 2011a). Nesta zona, estão inseridos seis dos 13 municípios do país com mais de um milhão de habitantes (Rio de Janeiro, Recife, Fortaleza, Salvador, Belém e São Luís) (IBGE, 2011a). Do total de municípios existentes na costa brasileira, 54,43% se concentram na região Nordeste do país (MMA, 2014), e cerca de quatro milhões de habitantes vivem na zona costeira cearense (53,58% da população do Estado). Com o incremento populacional entre 2000 e 2010, o Estado do Ceará tornou-se a 5ª Unidade da Federação com maior participação absoluta em crescimento populacional e Fortaleza sagrou-se o 5º município mais populoso do Brasil com

2.452.185 habitantes (IBGE, 2011a). Além disso, Fortaleza tem se destacado no setor turístico nacional e internacional, atraindo quase três milhões de turistas em 2011 (CORREIO BRAZILIENSE, 2014). Apesar do eminente incremento demográfico no litoral cearense, que também abrange regiões estuarinas, a investigação da relevância dos impactos derivados dessa ocupação ainda é pequena.

No estado do Ceará, os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe constituem três importantes zonas estuarinas por suas dimensões e pela magnitude das atividades antrópicas desenvolvidas em suas áreas. Os dois primeiros pertencem à Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), capital do estado; o último, com foz no município de Fortim, compõe a maior bacia hidrográfica do Ceará e abriga o maior pólo de produção de camarão do Estado. Cada rio recebe efluentes de diferentes naturezas ao longo de seu curso, apresentando, portanto, níveis distintos quanto à presença de contaminantes, que induzem efeitos diversificados sobre a biota estuarina. Os estuários do rio Ceará e Pacoti estão sujeitos, principalmente, à contaminação por efluentes urbanos e industriais provenientes da região metropolitana (CAVALCANTE *et al.*, 2009; FIUZA *et al.*, 2010; NILIN *et al.*, 2007; NILIN *et al.*, 2013; DAVANSO *et al.*, 2013). O rio Ceará é um dos mais impactados da região metropolitana, enquanto o rio Pacoti era usado como local de referência até recentemente (início da década de 2000). O estuário do rio Jaguaribe é influenciado por efluentes de carcinicultura (COSTA *et al.*, 2013; LACERDA *et al.*, 2004a; MARINS *et al.*, 2011), além de resíduos agrícolas e esgotos domésticos. A diversidade bem como a quantidade de compostos xenobióticos inseridos nos ecossistemas dos três estuários representam potencial de risco ambiental e precisam ser investigadas.

Pelo caráter contínuo e progressivo da contaminação nos três estuários e pela diversidade de contaminantes que cada um recebe, este trabalho objetiva revisar as informações sobre os principais contaminantes identificados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), sobretudo no compartimento sedimentar e na água, e seus efeitos tóxicos observados nas espécies locais ou por meio de testes ecotoxicológicos.

2 CARACTERIZAÇÃO DOS TRÊS ESTUÁRIOS

Os estuários do nordeste brasileiro são muito sensíveis às variações do nível do mar e às alterações do fluxo fluvial (LACERDA *et al.*, 2006). O déficit hídrico natural da região semiárida, associado às grandes amplitudes das marés e às baixas altitudes das bacias costeiras, resulta em intrusão salina no continente, formando estuários do tipo *bem*

misturados. No ERC a influência marinha adentra 14 km a partir da foz (SEMACE, 2014), 17 km no ERP (SEMACE, 2014) e 34 km no ERJ (MARINS *et al.*, 2007). Entretanto, as quadras chuvosas do nordeste são fundamentais nesta dinâmica, pelo incremento de água dos rios nos estuários. Em épocas chuvosas no ERJ a influência do rio é percebida até 6Km além da linha da costa pela formação de uma pluma de sedimento de baixa salinidade no oceano (DIAS *et al.*, 2009). A construção de barragens e açudes, para o abastecimento de água da população e combate à seca, também altera a vazão dos rios (MOLISANI *et al.*, 2006), diminuindo a descarga fluvial nos estuários, o que contribui para o assoreamento do canal fluvial pela depleção de sedimentos e de nutrientes (LACERDA *et al.*, 2006), e facilitação dos processos de erosão das marés (LACERDA; MARINS, 2002; MARINS *et al.*, 2003).

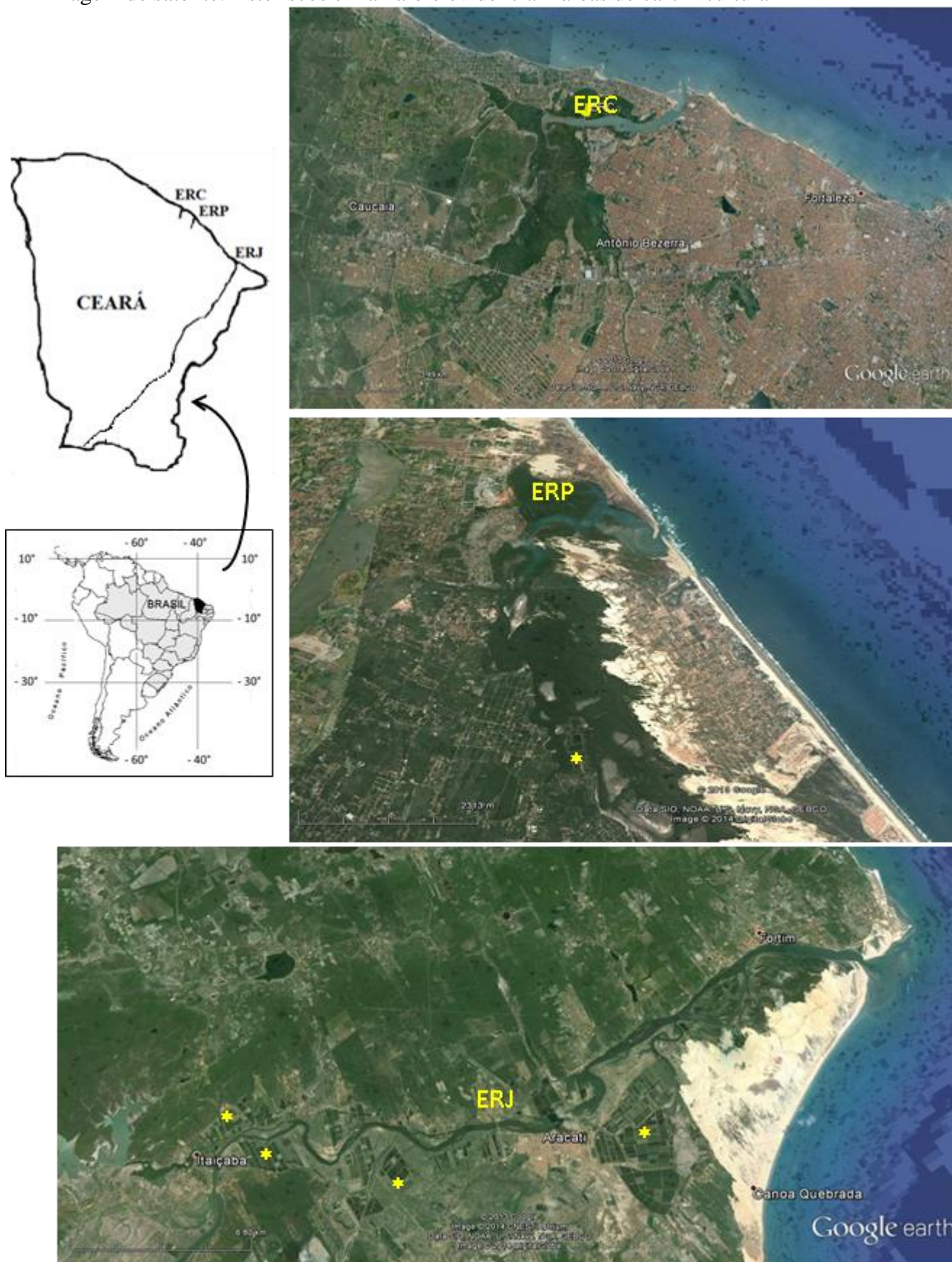
O ERC, situado a 20 km do centro de Fortaleza (direção oeste), e o ERP, a 30 km do centro (direção leste), integram a Bacia Hidrográfica Metropolitana, na porção central da zona costeira do Ceará; enquanto o ERJ (cerca de 160 km a leste de Fortaleza) tem desembocadura na porção final da Bacia do Baixo Jaguaribe, que juntamente com as Bacias Hidrográficas do Médio e Alto Jaguaribe ocupam cerca de 50% do território estadual. A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado (COGERH) rege os Comitês das Bacias Metropolitana (Decreto nº 26.902/2003), Alto Jaguaribe (Decreto nº 26.603/2002), Médio e Baixo Jaguaribe (Decreto nº 25.391/1999), responsáveis pelo gerenciamento destes recursos para o abastecimento de água da população.

Como parte dos esforços para a preservação destes locais, destacam-se a criação das APA (Áreas de Proteção Ambiental) do ERC (Decreto Estadual nº 25.413/1999) e do rio Pacoti (Decreto Estadual nº 25.777/2000), o Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro – GERCO/CE, vinculado ao Plano Nacional do Gerenciamento Costeiro – PNGC, versões I (Lei 7661/1998) e II (Resolução CIRM 05/1997), e a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 14.844/ 2010). Há ainda outras leis nacionais de preservação ambiental, como o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, e a resolução 357/2005 do CONAMA (sobre a classificação dos corpos de águas, condições e padrões de lançamento de efluentes). Porém, nem a contenção da degradação nem o monitoramento da qualidade dos estuários, como previstos nas leis, são realidade. Apenas 48% da área de mangue na APA do ERC é preservada (VARELA *et al.*, 2009), refletindo a ineficiência da proteção ambiental do local.

O processo de expansão urbana pelo crescimento populacional de Fortaleza, principalmente a partir dos anos 1970, iniciou uma intensa intervenção antropogênica no ERC, marcada pelo desmatamento do manguezal e ocupação desordenada em ambas as

margens do rio (ARAÚJO; FREIRE, 2008). O entorno do ERC, fora da APA, concentra muitas indústrias como metalúrgicas, madeireira, confecção de roupas e calçados, construção civil, fabricação de plástico, alimentícia (beneficiamento de castanhas, frigorífico), farmacêutica e química. Além disso, a RMF comporta um pólo industrial (Distrito Industrial de Maracanaú), implantado na década de 1960, que reúne cerca de 100 indústrias diversificadas (têxteis, metalurgia e mecânica, papel e papelão, material elétrico, químico, de vestuário, calçados e serviços de construção) e concentra 1/3 da produção cearense (MARACANAÚ, 2014). Seus efluentes são despejados no rio Maranguapinho que deságua no ERC (NILIN *et al.*, 2007). As imagens atuais de satélite evidenciam a elevada urbanização ao redor do ERC, com menor intensidade no ERP, e as áreas de carcinicultura no ERJ. (FIGURA 2). A criação de camarão no ERJ, iniciada nos anos 1970/1980, concentra a maior área deste empreendimento do estado (37,46% em 2010), com 3.081,82 ha mapeados em 2010 (SOARES *et al.*, 2011), sendo 3.294,88 ha ao longo da região da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe, incluindo os sistemas fluviais longe do estuário (QUEIROZ *et al.*, 2013). Características das áreas de estudo foram resumidas na tabela 1.

Figura 2 - Localização geográfica do estado do Ceará no nordeste do Brasil, e dos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), detalhados pelas fotografias aéreas de imagem de satélite. Asteriscos em amarelo evidenciam áreas de carcinicultura



Fonte: Google earth (2014).

Tabela 1 - Características gerais dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe

		CEARÁ	PACOTI	JAGUARIBE	
Bacia fluvial	<i>Nascente</i>	Serra de Maranguape	Maçiço de Baturité	Serra da Joanhina, Município de Tauá	
	<i>Foz</i>	Divisa de Fortaleza e Caucaia	Aquiraz	Fortim	
	<i>Área/Total de municípios</i>	900 km ² / 3 ⁽⁸⁾	1.077,730 km ² / 10 ⁽⁸⁾	75.669 km ² / 81 ⁽³⁾	
Rio	<i>Extensão</i>	60 km ⁽⁶⁾	150 km ⁽⁶⁾	610 km ⁽⁵⁾	
	<i>Quantidade de açudes</i>	-	12 ⁽⁸⁾	87 ⁽⁸⁾	
Estuário	<i>Área</i>	2.744,89 hectares ⁽⁷⁾	2.914,93 hectares ⁽⁷⁾	641.216 km ² ⁽³⁾	
	<i>Município ou comunidade adjacente (habitantes)⁽⁴⁾</i>	Fortaleza: Antônio Bezerra (25.846) Barra do Ceará (72.423) Vila Velha (61.617) Caucaia: Iparana (5.986) Parque Leblon (5.069) Tapeba (6.120) TOTAL: 177.061	Eusébio (46.033) Aquiraz (72.628) TOTAL: 118.661	Aracati (69.159) Fortim (14.817) Itaiçaba (7.316) TOTAL: 91.292	
	<i>Influência da maré</i>	14 km ⁽⁶⁾	17 km ⁽⁶⁾	34 km ⁽⁵⁾	
	<i>Atividades antrópicas</i>	Elevada ocupação desordenada; favelização	X	-	-
		Elevada industrialização	X	-	-
		Loteamentos residenciais	X	X	X
		Indústrias diversas	X	X	
		Agricultura de subsistência	X	X	X
		Pesca	X	X	X
		Turismo	X	X	X
Atracação e circulação de embarcações		X (pequeno e médio porte)	X (pequeno porte)	X (pequeno porte)	
Criação de animais para subsistência		X	X	X	
Carcinicultura	-	X (área muito pequena)	X (grande pólo)		
Particularidades	- Principal afluyente (rio Maranguapinho) recebe efluentes do Distrito Industrial de Maracanaú; - Somente 48% da APA de área de mangue preservada ⁽⁸⁾	- Maior rio em volume de água da bacia metropolitana ⁽¹⁾ ; - Açude Pacoti-Riachão abastece a RMF; - Importante pólo de artesanato de rendas e bordados - Avicultura	- Atividade agrícola (produtores de pequeno a grande porte, empresas multinacionais de fruticultura) nas cidades de Russas, Morada Nova, Limoeiro do Norte e Quixeré (sub-bacia do baixo Jaguaribe) ⁽²⁾ - Parques eólicos		

Fontes: ⁽¹⁾COGERH (2014); ⁽²⁾GAMA *et al.* (2013); ⁽³⁾GATTO (1999); ⁽⁴⁾IBGE (2010); ⁽⁵⁾MARINS *et al.* (2007); ⁽⁶⁾SEMACE (2014); ⁽⁷⁾SRHCE (2014); ⁽⁸⁾VARELA *et al.* (2009). Elaborado pela autora.

3 PRINCIPAIS VETORES DE CONTAMINAÇÃO

Com a ocupação antrópica, as alterações no ambiente começam a ser evidenciadas como transformações da paisagem por desmatamentos, escavações, soterramento e construções. Em seguida aparecem os resíduos xenobióticos (urbanos e industriais) que incluem efluentes líquidos (esgotamento sanitário e escoamento urbano), emissão de gases e partículas para a atmosfera (atividades industriais, frota de veículos, combustão de madeira, carvão e lixo) e materiais sólidos (restos de construção civil e do consumo de produtos industrializados, como plásticos, latas, papelão, isopor, vidros, produtos eletrônicos e muitos outros).

Diversos contaminantes estão presentes nestes resíduos, podendo causar danos letais e/ou subletais aos seres vivos, dentre eles os metais e compostos como HPA (Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos), originados de combustão incompleta de carvão, óleo, gases e lixo; surfactantes (derivados de mineração, indústria textil e de petróleo, detergentes e produtos de limpeza); e organoestânicos (proveniente do uso de tintas anti-incrustantes e descargas industriais). São compostos químicos perigosos, pois em geral possuem baixa taxa de degradação, elevada persistência, tendência de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, especialmente os metais e os compostos orgânicos (como HPAs), além de potencial tóxico (carcinogênico, mutagênico e teratogênico) (BOLS *et al.*, 2001).

Os metais são componentes naturais de solos, águas e biota, sendo que a deposição atmosférica e a denudação física e química dos solos constituem fontes naturais desses elementos para as bacias de drenagem (LACERDA *et al.*, 2004a). Estes elementos tornam-se contaminantes quando suas concentrações no ambiente ultrapassam os níveis naturais (NEWMAN; UNGER, 2003). O Zn é empregado em indústrias de galvanização de aço e ferro, fabricação de ligas metálicas (latão e bronze), produção de telhas e calhas residenciais; o Cu, em produtos eletrônicos, fiação, pesticidas de fungos, algas e bactérias; o Pb, em baterias, soldas, construção civil, revestimento de cabos eletrônicos; o Cd, em baterias e galvanoplastias; e o Hg é encontrado em equipamentos eletrônicos, amalgma dentário, tintas, mineração, fungicidas e produtos farmacêuticos (NEWMAN; UNGER, 2003). Atividades agrícolas (pesticidas e insumos) e lixões (que contém lâmpadas fluorescentes, pilhas, peças de equipamentos eletrônicos, lixo hospitalar, etc) também são fontes emissoras de metais (Cu, Cd, Pb, Hg, Ni).

Esgotos sanitários ainda contêm *contaminantes emergentes*, oriundos do amplo consumo de produtos como farmacêuticos (analgésicos, antiipertensivos, antibióticos), hormônios esteróides, cafeína, nicotina, produtos de higiene e cuidado pessoal (perfumes, protetor solar, repelente de insetos), surfactantes (detergentes, emulsificantes), aditivos alimentares, agrícolas, industriais e subprodutos. Estes compostos já se encontram disseminados no ambiente, sendo detectados em fontes de abastecimento de água, águas subterrâneas e até em água potável, pondo em risco a saúde humana e dos demais seres vivos (GIL *et al.*, 2012; GAFFNEY *et al.*, 2014). Além disso, o excessivo aporte de matéria orgânica e nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) pelos efluentes sanitários pode provocar a eutrofização do sistema aquático. Isto se dá pela aceleração do crescimento de organismos fotossintetizantes e elevação na demanda bioquímica de oxigênio na água, o que torna o ambiente anóxico ou subóxico, com níveis de oxigênio insuficientes para a vida aquática (LACERDA; MALM, 2008).

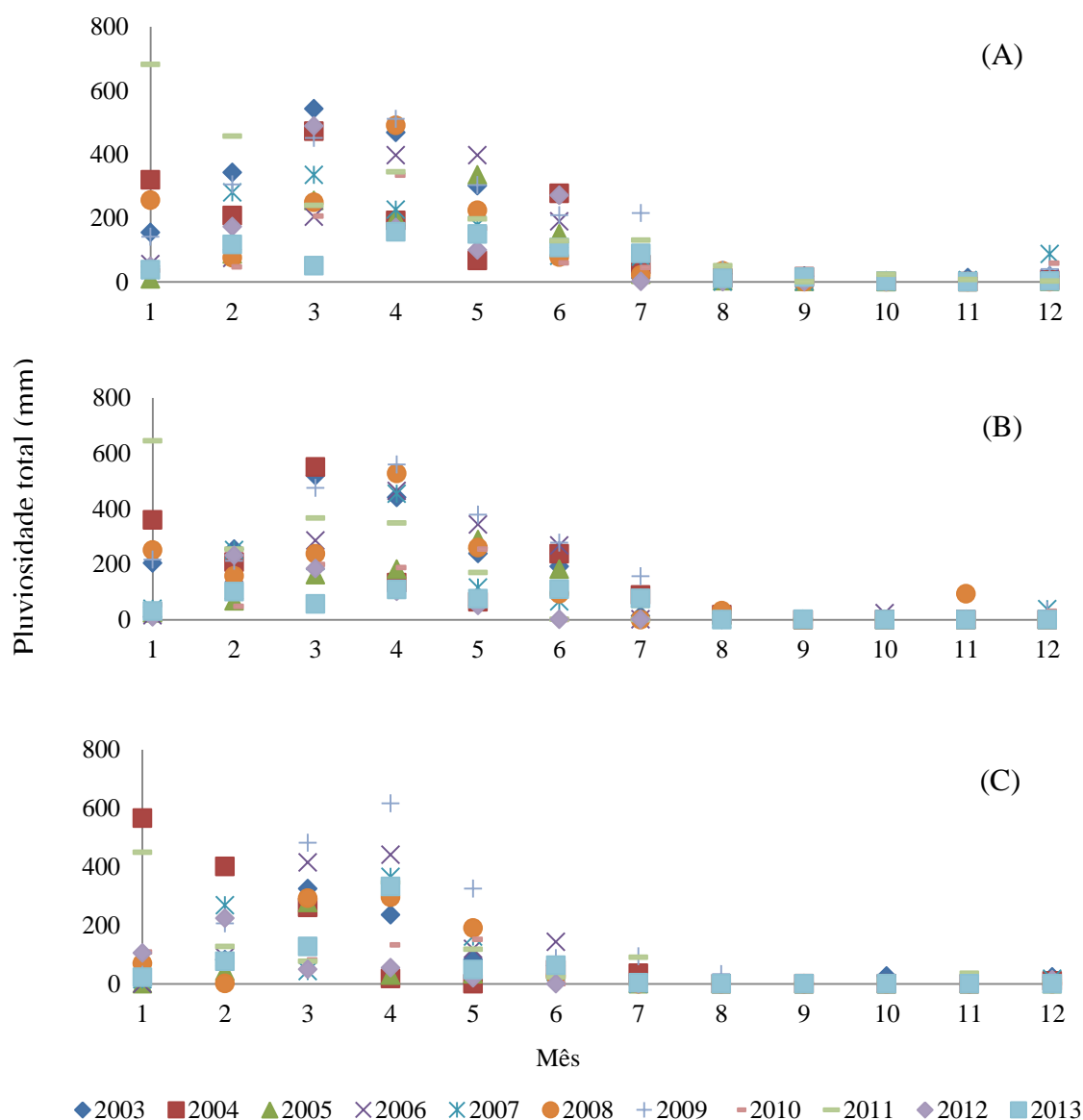
Em relação à carcinicultura, as alterações ambientais para a instalação dos empreendimentos incluem a descaracterização física do ecossistema manguezal, provocando desmatamento e soterramento, perda de biodiversidade, impermeabilização do solo, alterações na dinâmica hídrica e sedimentar, salinização e erosão. Posteriormente, há o descarte dos efluentes dos viveiros diretamente nos estuários (QUEIROZ *et al.*, 2013), com elevados teores de nutrientes e produtos químicos derivados do uso de fertilizantes, rações, insumos, desinfetantes e conservantes. O excesso de nitrito, nitrato, amônia, fosfatos, e outras substâncias podem prejudicar processos celulares vitais como osmorregulação, excreção e respiração; além de contribuir para a eutrofização e depleção de oxigênio no meio, impactando negativamente o ecossistema (ARAGÃO, 2006). Metais são encontrados como suplementos ou impurezas nos produtos empregados na aquicultura (SANTOS, 2005; ZEE, 2005a). Cu e Zn são aplicados como suplementos em rações (SANTOS, 2005); enquanto Cd, Pb e Hg ocorrerem como impurezas em fertilizantes, pesticidas e algicidas.

4 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E IMPLICAÇÕES SOBRE A CONTAMINAÇÃO

O clima do estado do Ceará é caracterizado como semiárido, com temperaturas médias anuais pouco variáveis, entre 22°C e 31°C. Apresenta duas estações estabelecidas pelo padrão de chuvas anuais, influenciado pela migração da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e pela ação dos ventos alísios no Oceano Atlântico. A estação de precipitação tem curta duração e ocorre no primeiro semestre do ano, geralmente entre fevereiro e maio,

seguida da estação de estiagem prolongada nos demais meses (FUNCEME, 2014). Nos últimos 10 anos, as precipitações mensais observadas nos postos pluviométricos próximos aos estuários dos rios Ceará (Posto Pici), Pacoti (Posto Aquiraz) e Jaguaribe (Posto Fortim) foram predominantes nos meses de março e abril para os dois primeiros estuários, e principalmente em abril no ERJ (FIGURA 3).

Figura 3 - Pluviosidade total mensal (mm) entre 2003 e 2013 nos postos pluviométricos próximos aos estuários dos rios (A) Ceará (Posto do Pici em Fortaleza), (B) Pacoti (Posto Aquiraz, município de Aquiraz) e (C) Jaguaribe (Posto Fortim, município de Fortim)



Fonte: FUNCEME (2014). Elaborado pela autora.

As chuvas promovem tanto a lavagem da atmosfera, removendo as partículas em suspensão, quanto o arraste dos contaminantes do solo para os sistemas aquáticos. A

precipitação sobre solos e superfícies impermeáveis (como ruas e estradas pavimentadas, telhados e construções urbanas diversas) não percola no subsolo e gera o escoamento superficial das águas pluviais (US EPA, 2014), carreando diversos compostos para os cursos hídricos. Além disso, os sistemas de drenagem pluvial frequentemente estão associados a ligações irregulares de esgoto não tratado, contendo nutrientes, microrganismos, detergentes, resíduos farmacêuticos e diversos compostos potencialmente tóxicos (AMBROZEVICIUS; ABESSA, 2008).

Desta forma, o padrão de precipitação do Ceará, marcado pela alternância entre chuva e seca intensas, correlaciona-se com a qualidade dos sistemas hídricos. Em amostras da drenagem pluvial de Fortaleza verificou-se intensificação da concentração de nutrientes na estiagem e diluição no período de precipitação (SAES, 2014); período no qual se evidenciou a transferência da contaminação de bactérias do esgoto sanitário para os estuários (VIEIRA *et al.*, 2008; FARIAS *et al.*, 2010) e para o mar (VIEIRA *et al.*, 2012; SAES, 2014).

5 ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO E LEVANTAMENTO DAS EMISSÕES DE POLUENTES NOS TRÊS ESTUÁRIOS

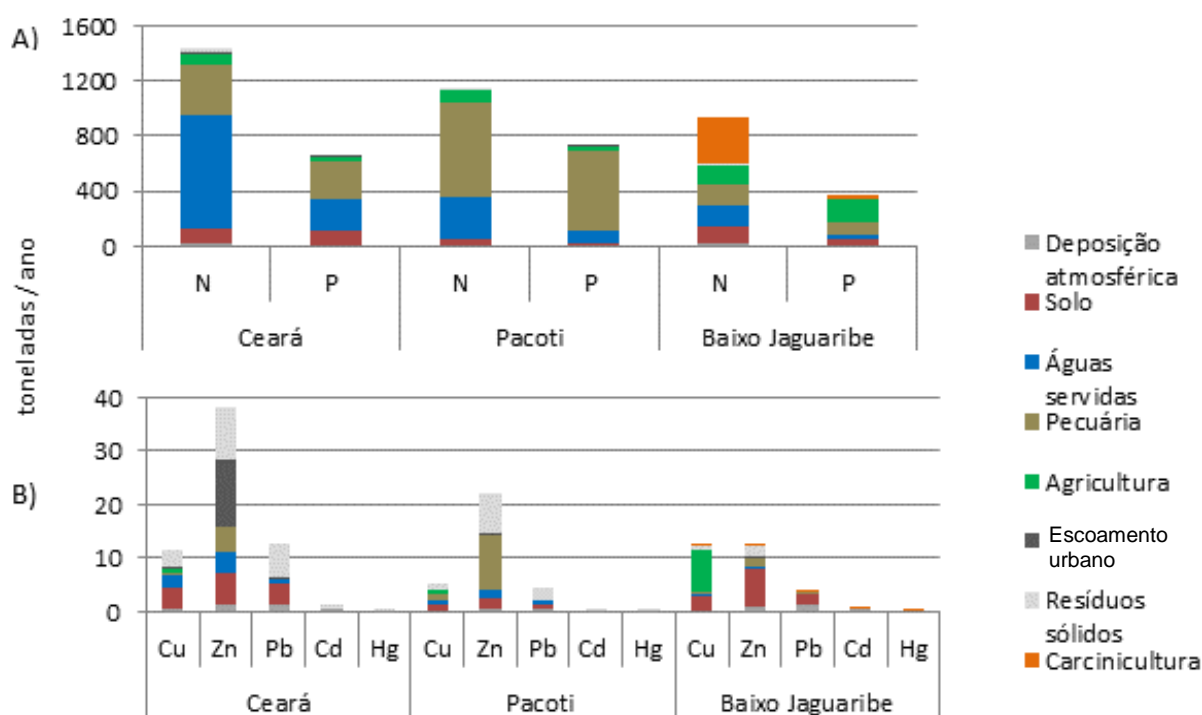
O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) é o instrumento da política ambiental que estabelece a organização do território segundo a resiliência dos recursos ambientais nele existentes, para assegurar a qualidade do meio e o uso sustentável desses recursos (PITOMBEIRA, 2012). O gerenciamento da zona costeira brasileira foi instituído pela criação do Plano Nacional de Gerenciamento (Lei n° 7.661/1988), integrando parte da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei n° 6.938/1981) e da Política Nacional para os Recursos do Mar (Decreto n° 5.377/2005). O ZEE constitui um dos instrumentos do Gerenciamento Costeiro, e para o CE, contribuiu para o desenvolvimento da Política Estadual e Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (Lei Estadual n° 13.796/2006).

Diagnósticos geoambientais e sócio-econômicos da zona costeira, feitos entre 2004 e 2005, mostraram as estimativas das emissões de contaminantes nas bacias hidrográficas do litoral cearense. O estudo evidenciou a magnitude dos fatores de emissão de N e P e de Cu, Zn, Pb, Cd e Hg por fontes antropogênicas (águas servidas/esgoto, pecuária, agricultura, escoamento urbano, resíduos sólidos e carnicultrura) em relação às fontes naturais (solo e deposição atmosférica) (FIGURA 4).

As principais fontes emissoras de N, P e dos metais para o ERC relacionaram-se com a maior industrialização e urbanização (LACERDA *et al.*, 2008), seguido pelo ERP e seu

menor desenvolvimento urbano. A pecuária também contribuiu com cargas de nutrientes, presentes em concentrações elevadas em dejetos animais, além de Cu e Zn (ZEE, 2005a). No ERJ, apesar da atividade agrícola na bacia, foi notória a contribuição da carcinicultura nas emissões de N e P (LACERDA *et al.*, 2008; MARINS *et al.*, 2011). As emissões de P, particularmente, aumentaram na ordem de três vezes entre 2001 e 2006, de acordo com as concentrações medidas nos sedimentos, principalmente a jusante da área com maior quantidade de tanques de cultivo de camarões. A montante, as concentrações permaneceram constantes, sugerindo que as emissões de efluentes de águas residuais e agricultura não tiveram incremento significativo no período (MARINS *et al.*, 2011). As fazendas carcinicultoras lançam seus efluentes diretamente no leito estuarino, enquanto a maioria dos contaminantes das demais emissões se acumula no solo e eventualmente é transportada para o rio, sendo seu aporte menos expressivo (LACERDA *et al.*, 2008).

Figura 4 - Estimativa das emissões ($t. \text{ano}^{-1}$) por fontes naturais e antropogênicas nas bacias hidrográficas dos rios Ceará, Pacoti e Baixo Jaguaribe. A) Emissões de nitrogênio (N) e fósforo (P). B) Emissões de metais



Fonte: ZEE (2005a). Elaborado pela autora.

Embora o levantamento do ZEE tenha considerado as emissões originadas da deposição atmosférica e do solo como fontes naturais, o grau de desenvolvimento dos

municípios das regiões onde estão inseridos os três estuários, principalmente o ERC, não é compatível com uma verdadeira área referência de emissões naturais. O estabelecimento de limites de níveis naturais, ou valores de *background*, deve ser definido pela avaliação dos teores dos compostos existentes nos sedimentos, depositados nas bacias sedimentares, em eras pré-industriais (MARINS *et al.*, 2004). A ausência desse tipo de levantamento antes do desenvolvimento urbano e industrial no Estado impossibilita o conhecimento desses valores prévios. Os valores obtidos pelo ZEE devem ter sido considerados como níveis naturais pelo pioneirismo do levantamento na região, mas, ainda assim, são importantes registros das emissões na época.

Apesar do ZEE e outros trabalhos terem evidenciado os problemas, as medidas baseadas no uso racional e sustentável dos recursos naturais costeiros para a manutenção do equilíbrio ecológico, como previstas na lei, ainda não estão sendo implantadas. Dessa forma, os contaminantes continuam sendo emitidos, tendendo ao aumento progressivo de suas concentrações nas bacias hidrográficas, estuários e oceano, e à potencialização dos efeitos tóxicos na biota e na saúde pública.

6 CONTAMINANTES DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS CEARÁ E PACOTI

O adensamento populacional é um dos contribuintes para a contaminação dos estuários da RMF. Como o crescimento populacional é mais acelerado que o planejamento urbano, as redes de captação de esgoto não suprem a crescente demanda produzida e os efluentes seguem para os corpos hídricos sem tratamento. O IBGE considera alarmantes as condições de esgotamento sanitário no país, pois praticamente 40% dos domicílios brasileiros não têm acesso à rede de esgoto. No Nordeste, apenas 35% dos domicílios estão conectados à rede coletora de esgoto (IBGE, 2013). Em Fortaleza, estima-se que 60% das residências possuem coleta de esgoto (PEREIRA, 2012), e lançamentos irregulares de efluentes, principalmente domésticos, diretamente ao mar tem sido registrados (SILVA *et al.*, 2009). A pouca cobertura do sistema de esgoto sobrecarrega a malha de escoamento pluvial, o que possibilita a contaminação deste escoamento por esgoto de extravasamento acidental e ligações irregulares (SAES, 2014).

Apesar da coleta de lixo beneficiar mais residências que o esgotamento sanitário, apenas 33% dos municípios brasileiros possuem destinação adequada (aterros sanitários) para os resíduos sólidos gerados em seus territórios (IBGE, 2011b). Este serviço inexistente em 22% dos lares na região nordeste (IBGE, 2013). Em 2012, 1,5 milhão de toneladas de lixo foram

recolhidas em Fortaleza, em média 4,3 mil toneladas por dia (ECOFOR, 2014). Embora, de maneira geral, a conscientização ambiental venha se desenvolvendo na população mundial, no Brasil o consumismo crescente é estimulado, inclusive por políticas públicas, o que, aliado a maus hábitos e um sistema de educação deficiente, leva a uma falta de preocupação com sua produção diária de lixo e à consequente destinação inadequada desses resíduos. Em 2012 e 2013, 7.429 e 9.669 toneladas de lixo, respectivamente, foram retiradas do sistema de drenagem de Fortaleza, danificando as tubulações e o serviço de captação (CAGECE, 2014).

Na RMF somam-se também os contaminantes das emissões industriais (indústrias próximas ao rio Ceará, Distrito industrial de Maracanaú, refinarias de petróleo) e outras emissões urbanas (intenso tráfego de veículos automotores). Assim, tanto o ERC quanto o ERP são afetados pelas atividades antropogênicas de toda a região metropolitana. Nestes estuários, alguns contaminantes foram investigados na água (TABELA 2) e no sedimento (TABELA 3).

Em 2002, análises da água do ERC e do ERP já evidenciavam a maior contaminação no primeiro devido à elevada influência antrópica, resultando em baixa oxigenação, elevados teores de carbono orgânico, derivados de nitrogênio e sólidos em suspensão, além de contaminação moderada por Hg (MARINS *et al.*, 2002). Elevados teores de coliformes termotolerantes nas amostras de água do ERC indicaram contaminação por esgoto, potencializada na estação chuvosa (FARIAS *et al.*, 2010). As chuvas também contribuíram para a intensificação das concentrações de coliformes na água do ERP, porém os valores não ultrapassaram os limites da legislação (VIEIRA *et al.*, 2008) (TABELA 2).

Até o final dos anos 1990, o ERP era considerado não poluído, apresentando condições de *background* regional (MARINS *et al.*, 2002). Todavia, em 2004/2005, a degradação da qualidade da água do ERP foi relatada (FIUZA *et al.*, 2010), com muitos dos parâmetros analisados acima do permitido na legislação nacional (TABELA 2). Os elevados valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e CT (Coliformes Termotolerantes) observados por Fiuza *et al.*, 2010 indicam uma descarga extremamente alta de matéria orgânica no rio por despejo de esgoto sanitário não tratado, sendo o baixo curso do rio Pacoti considerado impróprio para uso. Tal nível de DBO é semelhante ao medido em esgoto bruto, portanto novos monitoramentos do estuário são essenciais para confirmarem ou não se a contaminação local está sendo tão intensa e para direcionarem a adoção urgente de medidas remediadoras.

Tabela 2 - Análises da água dos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP)

Local	Parâmetro medido	Considerações dos autores	Referência
ERC	OD (2,7 – 4,9 mg.L ⁻¹)	Baixa oxigenação	Marins <i>et al.</i> (2002)
	TSS-orgânico (2,84 – 4,46% de orgânico total)	Sinais de eutrofização por efluentes urbanos	
	NO ₃ ⁻ (> 80 mg.L ⁻¹) NOD (0,53 – 14,05 mg.L ⁻¹) COD (3,5 – 8,3 mg.L ⁻¹) COP (1,6 – 3,77 mg.L ⁻¹)	Concentrações elevadas	
	Hg total (28,1 ng.L ⁻¹);	Contaminação moderada por Hg	
	Hg particulado (2,94 – 28,1 mg.L ⁻¹)	Entre o limite mínimo de moderadamente contaminado e o limite máximo para rios não contaminados	
	Hg dissolvido (2,5 ng.L ⁻¹)	Limite mínimo de estuários moderadamente contaminados	
	CT (320 – 4.800NMP/100mL)	Concentrações elevadas	Farias <i>et al.</i> (2010)
ERP	OD (6,1 – 7,15 mg.L ⁻¹) TSS-orgânico (1,29 – 3,22% de orgânico total) NO ₃ ⁻ (0,3 – 4,0 µg.L ⁻¹) NOD (<0,5 mg.L ⁻¹) COD (2,4 – 10,2 mg.L ⁻¹) COP (0,73 – 0,91 mg.L ⁻¹)	Efeitos antropogênicos não significativos	Marins <i>et al.</i> (2002)
	Hg dissolvido (0,28 – 1,07 ng.L ⁻¹) Hg particulado (5,93 – 7,97 ng.L ⁻¹)	Não contaminado por Hg	Viera <i>et al.</i> (2008)
	Ct (< 1,8 - 18.000 NMP/100 mL) CT (< 1,8 - 2.000 NMP/100 mL)	Dentro dos limites da legislação	
	Dureza (140 – 7.650 mg.L ⁻¹) DBO (4,25 – 375 mg.L ⁻¹) CT (2.310 – 155.307 NMP)	Muito acima do permitido, em ambas estações	Fiuza <i>et al.</i> (2010)
	NH ₃ (0,28 – 6,195 mg.L ⁻¹)	Superior ao permitido, na estação chuvosa	
	Fosfato (nd – 1,78 mg.L ⁻¹) pH (7,84 – 9,76)	Acima do permitido somente na porção interna do estuário, em ambas estações	
	O.D. (0,307 – 7,6 mg.L ⁻¹) NO ₃ ⁻ (nd – 2,89 mg.L ⁻¹)	Inferior ao permitido, na estação chuvosa	
Maior turbidez na porção interna do estuário	Assoreamento das margens do rio		

Legenda: COD (carbono orgânico dissolvido); COP (carbono orgânico particulado); CT (coliformes termotolerantes); Ct (coliformes totais); DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); NH₃ (Amônia); NO₃⁻ (Nitrato); NOD (nitrogênio orgânico dissolvido; O.D. (Oxigênio Dissolvido); TSS (Total de sólidos em suspensão); MPS (material particulado em suspensão). Valores de referência: ANEXOS A e B.

Nos sedimentos, além da identificação dos teores metálicos da zona costeira cearense (ZEE, 2005b), outras análises confirmaram a maior contaminação sedimentar do ERC em relação ao ERP (TABELA 3). Os sedimentos de ambos os estuários apresentam potencial de retenção de contaminantes, por serem predominantemente lamosos e com altos teores de matéria orgânica e CaCO₃ (DAVANSO, 2010).

No ERC, contaminação por Cu, Zn e Hg foi relatada no início dos anos 2000, sendo atribuída à origem antrópica e à contribuição de fontes difusas (TABELA 3). O caráter progressivo da contaminação metálica neste estuário foi constatado pelo enriquecimento dos teores de metais ao longo da última década (NILIN *et al.*, 2013), em relação aos níveis

observados anteriormente (AGUIAR, 2005; LOPES *et al.*, 2005; ZEE, 2005b). Aguiar (2005) havia detectado predomínio de Cu próximo à foz do rio. Porém, recentemente, constatou-se no ERC um gradiente decrescente de distribuição dos metais em direção à foz, ou seja, a retenção dos contaminantes prevalece na porção média do estuário, estando de moderado à fortemente contaminado por Al, Cu, Cr and Zn (NILIN *et al.*, 2013). No entanto, esses valores ainda são menores comparados a outras áreas nacionais mais industrializadas, como a Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro (Hg: 18 a 109 ng.g⁻¹, Cu: 8,09 a 42,5 ng.g⁻¹, Zn: 54 a 779 ng.g⁻¹, Cd: 0,34 a 4,9 ng.g⁻¹ e Pb: 20 a 55 ng.g⁻¹) (GOMES *et al.*, 2009; VEEK *et al.*, 2007), e outros manguezais internacionais como os presentes nas revisões de Lewis *et al.* (2011) e Bayen (2012).

Elevados níveis de HPAs (Hidrocarbonetos Policíclicos aromáticos) também foram encontrados no sedimento do ERC (TABELA 3), principalmente próximo à foz, em níveis acima daqueles detectados em áreas com maior desenvolvimento industrial que a RMF (CAVALCANTE *et al.*, 2008; CAVALCANTE *et al.*, 2009). A fonte primária dos HPAs no estuário derivou de processos pirogênicos (combustão de petróleo, madeira e carvão), além do envolvimento do escoamento urbano (principalmente associado ao tráfego de veículos) e deposição atmosférica. Além disso, a distribuição vertical no sedimento evidenciou que a poluição atual de HPA é mais severa que no passado (CAVALCANTE *et al.*, 2009), visto que os maiores níveis foram encontrados nas camadas superiores. Emissões de veículos e queima de carvão e madeira em restaurantes foram consideradas as maiores fontes de HPAs na região central de Fortaleza (CAVALCANTE *et al.*, 2012). Pela elevada persistência e toxicidade destes compostos orgânicos, sua quantificação deveria ser verificada também em outros locais e na biota com maior frequência. Concentrações de HPAs bem menores (entre 274,06 e 2.656,65 µg.kg⁻¹) detectadas em sedimentos de uma região com amplo desenvolvimento industrial e urbano na zona costeira da China representaram riscos relativamente altos em relação à toxicidade em organismos bentônicos (LU *et al.*, 2013). Pela natureza lipofílica dos HPAs, peixes de locais contaminados podem bioacumular grandes teores em seus tecidos gordurosos, constituindo riscos carcinogênicos significativos à saúde de seus consumidores (NKPAA *et al.*, 2013).

As análises de metais no sedimento do ERP também indicam um incremento em suas concentrações (TABELA 3). Para Aguiar (2005), o enriquecimento de Cu e Zn no estuário médio e superior do rio Pacoti tem origem litogênica, estando em condições de *Background* geoquímico. Entretanto, o leve aumento dos teores superficiais de Al, Cu e Pb no

perfil sedimentar deveu-se à intensificação das cargas antrópicas para o ERP (TORRES, 2009).

Tabela 3 - Análises do sedimento dos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP)

Local	Contaminantes encontrados no sedimento e/ou considerações	Referência
ERC	Hg: Background para o estuário = 1 - 10 ng g ⁻¹ (máximo encontrado 45) Fator máximo de enriquecimento = 3,0	Marins <i>et al.</i> (2004)
	Cu (0,6 - 20,4 µg.g ⁻¹) Zn (1,8 - 12,64 µg.g ⁻¹)	Aguiar (2005)
	Cu (3,6 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al.</i> (2005)
	Moderadamente contaminado por Hg (16 - 33 ng.g ⁻¹)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
	Al (1.365,63 - 5.060,98 µg.g ⁻¹) Zn (9,32 - 29,96 µg.g ⁻¹) Pb (4,45 - 10,89 µg.g ⁻¹) Cu (3,94 - 8,54 µg.g ⁻¹) Cd (<0,02 - 0,03 µg.g ⁻¹)	ZEE (2005b)
	Elevados valores de HPAs (3,34 - 1.859,21 mg.kg ⁻¹)	Cavalcante <i>et al.</i> (2009).
	Hg (2,0- 8,4 ng.g ⁻¹)	Nilin (2012)
	Fe (902,86 - 24.892,49 µg.g ⁻¹) Al (753,87 - 22.902,06 µg.g ⁻¹) Zn (5,47 - 110,10 µg.g ⁻¹) Cr (5,12 - 76,06 µg.g ⁻¹) Pb (2,7 - 30,59 µg.g ⁻¹) Cu (0,63 - 35,38 µg.g ⁻¹)	Nilin <i>et al.</i> (2013)
ERP	Fator máximo de enriquecimento de Hg = 0,3	Marins <i>et al.</i> (2004)
	Cu (nd - 1,95 µg.g ⁻¹) Zn (0,40 - 7,0 µg.g ⁻¹)	Aguiar (2005)
	Cu (3,1 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al.</i> (2005)
	Baixa concentração de Hg (4 - 6 ng.g ⁻¹)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
	Al (227,83 - 3.041,69 µg.g ⁻¹) Zn (0,94 - 10,54 µg.g ⁻¹) Pb (0,78 - 4,85 µg.g ⁻¹) Cu (0,06 - 4,97 µg.g ⁻¹) Cd (<0,02 - 0,05 µg.g ⁻¹)	ZEE (2005b)
	Sedimento superficial: Cu (6,0 - 7,7 µg.g ⁻¹); Pb (8,8 - 11,5 µg.g ⁻¹)	Torres (2009)
	Perfil sedimentar: Cu (0,1 - 4,3 µg.g ⁻¹); Pb (1,7 - 6,4 µg.g ⁻¹) Al (0,7 - 9,6 mg.g ⁻¹)	

Valores de referência: ANEXO C.

7 CONTAMINANTES DO ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE

Para a região do ERJ, as fontes mais relevantes de contaminação estão associadas às atividades carcinicultora (principalmente na porção estuarina) e agrícola, ao longo da bacia hidrográfica. Na carcinicultura, o uso de fertilizantes, insumos e rações resulta em efluentes com elevado teor de nutrientes, matéria orgânica e metais na água e/ou no sedimento estuarino (TABELAS 4 e 5).

Tanto os efluentes contínuos quanto os da fase de despesca dos viveiros elevaram valores de pH, turbidez, sólidos suspensos, condutividade elétrica, fósforo total, clorofila *a*, DBO, amônia total e alcalinidade total na água do ERJ (FIGUEIREDO *et al.*, 2005). Tais variações intensificam o potencial de assoreamento do leito do rio e eutrofização da água, especialmente no período de estiagem, quando a vazão do rio é reduzida. Amostras de água da despesca, cujos efluentes são lançados diretamente no estuário, apresentaram valores de sólidos suspensos totais, sólidos sedimentáveis, pH e amônia total acima dos níveis estabelecidos nas leis federal (CONAMA 357/05) e estadual (SEMACE, Portaria 154/2002, Art. 4º) (TABELA 4).

Embora a entrada de metais no processo de produção da aquacultura seja na forma de impurezas em rações, fertilizantes, pesticidas e outros produtos empregados, as fazendas de camarão são importantes fontes emissoras de Cu (LACERDA *et al.*, 2009) e Hg (COSTA *et al.*, 2013). A maioria dessas emissões ocorre pela exportação das formas particuladas desses elementos. Para Cu, Fe e Al associados ao material particulado em suspensão (MPS), observou-se menores emissões de MPS durante o período seco e maiores no período chuvoso, resultantes dos processos de erosão e lixiviação dos solos da bacia de drenagem (SILVA DIAS *et al.*, 2013). Descargas de Zn particulado exibiram forte influência de fontes antropogênicas, independentemente da intensidade das precipitações (TABELA 4). Além disso, nos perfis sedimentares, as concentrações de Cu mostram-se maiores na porção superior (LOPES, 2006; TORRES, 2009), não havendo diferença significativa nas concentrações de Cu e Zn entre viveiros mais jovens e mais antigos (TABELA 5). Teores de Hg mais elevados também foram observados nos 35 cm superiores do sedimento demonstrando que a elevação dos níveis do metal é recente (COSTA *et al.*, 2013), compatível com o período de intensificação das atividades de carcinicultura na região.

Na área do Baixo Jaguaribe e litoral de Aracati, relatou-se o uso de 201 tipos de pesticidas com 151 princípios ativos, como abamectina, alfa-cipermetrina, ametrina, atrazina, clorotalonil, clorpirifós, diurom, glifosato, imidacloprido e tiofanato-metílico (GAMA *et al.*, 2013). Todos pertencem à classe toxicológica I e II (extremamente e altamente tóxicos, respectivamente), classe ambiental I e II (Produto Altamente Perigoso e Muito Perigoso ao Meio Ambiente, respectivamente), com tendência de mobilidade para os recursos hídricos superficiais (31%) e subterrâneos (29%). Outros 39% podem ser encontrados no solo e também alcançam os recursos hídricos por lixiviação e escoamento superficial (GAMA *et al.*, 2013). Rigotto *et al.* (2013) constataram tendências estatisticamente significativas de crescimento de óbitos fetais e de taxas de internações por neoplasias na população do Baixo

Jaguaribe entre 2000 e 2010, associadas ao aumento do consumo de agrotóxicos na região. Mesmo que nem todos os pesticidas relatados sejam usados frequentemente, o elevado potencial tóxico que todos apresentam representa um risco ambiental extremamente grave. Apesar disso, a baixa quantidade de pesquisas e a ausência de ações de controle e prevenção de danos retratam a pouca importância que tem sido dada ao assunto, constituindo outra lacuna de conhecimento. Infelizmente sabe-se que o Brasil é o maior consumidor mundial de agrotóxicos e ainda aplica diversos produtos já banidos mundialmente, fato extremamente preocupante e que precisa ser modificado.

Tabela 4 - Análises na água do estuário do rio Jaguaribe (ERJ)

Parâmetro medido	Considerações dos autores	Referência
TSS (22,0 – 1.130,0 mg.L ⁻¹); Sólidos sedimentáveis (0,7 – 31,0 mL.L ⁻¹); pH (7,1 – 9,3); NH ₃ total (0,31 – 6,39 mgN.L ⁻¹)	Concentrações na despesca superiores ao permitido	Figueiredo <i>et al.</i> (2005)
Cu- MPS (38,4 - 66,8 µg.L ⁻¹)*; Cu dissolvido (6,62 – 7,38 µg.L ⁻¹)*	Dentro do permitido	Santos (2005)
Zn dissolvido e MPS (nd)	-	
Hg total (6,3 - 32,1 ng.L ⁻¹); Hg dissolvido (1,1 - 23,5 ng.L ⁻¹); Hg particulado (3,2 - 15,0 ng.L ⁻¹); Hg - MPS (72 - 167 ng.g ⁻¹)	Baixas concentrações; Exportação de Hg pela carcinicultura	Costa (2009); Costa <i>et al.</i> (2013)
Cu dissolvido (6,5 – 7,1 µg.L ⁻¹)*	Concentrações afluente e efluente dos tanques de carcinicultura semelhantes	Lacerda <i>et al.</i> (2009)
Cu particulado (3,9 – 112,0 µg.L ⁻¹)*	Maior concentração na despesca	
Cu- MPS (12,6 - 28,9 µg.g ⁻¹)	Maiores concentrações próximo ao deságue da carcinicultura (origem antrópica)	Torres (2009)
Al- MPS (26,4 – 46,7 µg.g ⁻¹)	Menores concentrações próximo ao deságue da carcinicultura (origem litogênica)	
Pb (nd)	-	
OD (2,52 – 7,60 mg.L ⁻¹)	Quase hipoxia (2,52)	Eschrique <i>et al.</i> (2010)
Elevadas concentrações de silicato (90 – 200 µM)	Forte contribuição terrestre	
Fosfato dissolvido (0,19 – 3,93 µM); Nitrato (0,04 - 5,08 µM)	Influência antropogênica – carga de M.O.	
Cu: 1,7 – 20,0 µg.g ⁻¹ / 14 – 17,7 µg.g ⁻¹ Zn: nd – 7,1 mg.g ⁻¹ / 6,3 – 8,6 mg.g ⁻¹ Fe: 12,3 – 26 mg.g ⁻¹ / 41,6 – 47,3 mg.g ⁻¹ Al: nd – 26,7 mg.g ⁻¹ / 21,2 – 28,5 mg.g ⁻¹	MPS Maré alta Período seco / período chuvoso	Silva Dias <i>et al.</i> (2013)
Cu: nd – 20,8 µg.g ⁻¹ / 15,5 - 21 µg.g ⁻¹ Zn: 0,9 – 8,9 mg.g ⁻¹ / 0,4 – 1,2 mg.g ⁻¹ Fe: 4,6 – 30,3 mg.g ⁻¹ / 44,3 – 51,4 mg.g ⁻¹ Al: 8,3 – 47,3 mg.g ⁻¹ / 17,4 – 32,4 mg.g ⁻¹	MPS Maré baixa Período seco / período chuvoso	

Legenda: MPS (material particulado em suspensão); MO (teor de matéria orgânica); nd (não detectável); TSS (total de sólidos em suspensão); *amostra proveniente de cultivo. Valores de referência: ANEXOS A e B.

Tabela 5 - Contaminação no sedimento do estuário do rio Jaguaribe

Parâmetro medido	Considerações dos autores	Referência
Hg: 15 ± 3 (ng.g ⁻¹)	Valor de <i>Background</i> para o rio Jaguaribe	Marins <i>et al.</i> (2004)
Hg: 1,3	Fator máximo de enriquecimento para o rio	
Hg: 0,7	Fator máximo de enriquecimento para o estuário	
Hg: 5,5 – 7,1 ng.g ⁻¹ <63µm (chuva) 9,1 – 11,4 ng.g ⁻¹ <63µm (seca)	Concentrações no período chuvoso menores que no período de estiagem	
Cu (3,3 – 16,5 µg.g ⁻¹); Cd (<0,05 – 0,63 µg.g ⁻¹); Pb (0,2 – 7,2 µg.g ⁻¹); Zn (9,4 – 50,1 µg.g ⁻¹)	Concentrações totais no sedimento superficial	Lacerda <i>et al.</i> (2004a)
Hg (6 – 13 ng.g ⁻¹)	Baixa concentração	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
Cu (10,3 – 16,5 µg.g ⁻¹) * Zn (35,1- 41,1 µg.g ⁻¹) *	Concentrações totais no sedimento superficial	Santos (2005)
Al (2.464,09 – 953,88 µg.g ⁻¹); Zn (2,35 – 139,50 µg.g ⁻¹); Pb (1,74 – 3,61 µg.g ⁻¹); Cu (0,9 – 5,04 µg.g ⁻¹); Cd (<0,02 µg.g ⁻¹)	-	ZEE (2005b)
Cu (8,7 - 22,9 µg.g ⁻¹)* Zn (10,3 - 65,5 µg.g ⁻¹)*	Perfil sedimentar de viveiros de 10 anos de operação	Lopes (2006)
Cu (7,7 - 38,5 µg.g ⁻¹)* Zn (nd - 90,7 µg.g ⁻¹)*	Perfil sedimentar de viveiros de 22 anos de operação	
PT (77,5 ± 11,4 a 157,1 ± 3,2 µg g ⁻¹); PIT (43,0 ± 7,0 a 124,8 ± 1,2 µg g ⁻¹); POT (10,4 – 58,1 µg g ⁻¹)	Dentro da faixa relatada para ambientes marinhos carbonáticos não impactados (origem essencialmente fluvial)	Marins <i>et al.</i> (2007)
Cu (1,6 - 14,2 µg.g ⁻¹); Pb (nd - 16,09 µg.g ⁻¹); Al (0,14 – 23,74 mg.g ⁻¹); MO 6,7%	Correlação significativa entre Cu e MO (origem dos efluentes do cultivo); Correlação significativa entre Pb e Al (origem geogênica)	Torres <i>et al.</i> (2008)
Hg (1,6 - 10,3 ng.g ⁻¹)	Sedimento superficial	Costa (2009); Costa <i>et al.</i> (2013)
Hg (0,7 – 27,9 ng.g ⁻¹); Al (0,3 – 30,2 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem direita do canal do Cumbe	
Hg (7,0 – 22,6 ng.g ⁻¹); Al (8,4 – 39,4 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem esquerda do canal do Cumbe	
Cu (10 - 20 µg.g ⁻¹) *	Concentrações de 5 a 7 vezes maiores que as naturais dos solos e sedimentos locais. Elevada biodisponibilidade de Cu (20% da concentração total)	Lacerda <i>et al.</i> (2009)
Cu (3,6 – 24,2 µg.g ⁻¹); Pb (5,3 – 16,1 µg.g ⁻¹)	Sedimento superficial	Torres (2009)
Cu (0,3 - 18,5 µg.g ⁻¹); Pb (1,7 - 17,8 µg.g ⁻¹) Al (1,0 - 38,4 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem direita do canal do Cumbe	
Cu (7,7 - 15,2 µg.g ⁻¹); Pb (9,2 - 14,6 µg.g ⁻¹) Al (9,4 - 27,5 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem esquerda do canal do Cumbe	
Emissões de P (43,9 t.ano ⁻¹ em 2006)	Aumento principalmente à jusante dos tanques de carcinicultura	Marins <i>et al.</i> (2011)

Legenda: MPS (material particulado em suspensão); MO (teor de matéria orgânica); nd (não detectável); P (fósforo); PT (fósforo total); PIT (fósforo inorgânico total); POT (fósforo orgânico total); TSS (total de sólidos em suspensão); *amostra proveniente de cultivo. Valores de referência: ANEXO C.

8 EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS

Como visto, as crescentes emissões de poluentes nas regiões estuarinas contribuíram para o aumento da quantidade e das concentrações de contaminantes nos estuários ERC, ERP e ERJ, verificadas por análises na água e no sedimento dos locais. No entanto, a quantidade de estudos sobre os efeitos da contaminação é muito pequena. Apesar disso, a possibilidade de toxicidade provocada pela contaminação dos três estuários vem sendo confirmada, tanto em testes ecotoxicológicos com água ou sedimento provenientes dos estuários, quanto em análises de biomarcadores ou bioacumulação em espécies coletadas nos locais (TABELAS 6 e 7).

No início da década de 1980, concentrações de Pb em algas *Enteromorpha* sp. do ERC já se encontravam em níveis semelhantes ao observado em estuários poluídos das regiões temperadas (WALLNER *et al.*, 1986), mostrando que há cerca de 30 anos a qualidade do rio Ceará já estava comprometida. Recentemente, bivalves do local apresentaram elevados teores de coliformes termotolerantes (FARIAS *et al.*, 2010), o que evidencia a contaminação do estuário por esgotos em virtude das más condições sanitárias, pondo em risco a saúde da população.

Além disso, a toxicidade da água e do sedimento do ERC foi verificada (TABELA 6). Nas amostras de água, testes crônicos avaliando danos no desenvolvimento embrionário de ouriços-do-mar *Lytechinus variegatus* demonstraram toxicidade na porção interna do estuário, principalmente próximo ao rio Maranguapinho, e ausência de toxicidade nas amostras da foz, devido à redução da diluição dos poluentes na coluna d'água com o aumento da salinidade pela proximidade do mar (NILIN *et al.*, 2007). Sedimentos do ERC também foram tóxicos em testes crônicos, afetando a reprodução do copépodo *Nitokra* sp. e o desenvolvimento embrionário do ouriço-do-mar (DAVANSO, 2010; NILIN *et al.*, 2013), e em testes agudos, com danos na sobrevivência de anfípodos *Tiburonella viscana* e copépodos (NILIN *et al.*, 2013), embora a ausência de toxicidade aguda sobre os copépodos tivesse sido observada anteriormente (DAVANSO, 2010). Outra zona estuarina do nordeste brasileiro com desenvolvimento industrial e importante zona portuária, o complexo estuarino de Suape, em Pernambuco, também apresentou toxicidade crônica significativa da água em testes com *L. variegatus* (SOUZA-SANTOS; ARAÚJO, 2013). No Rio de Janeiro, testes com sedimento da Baía de Guanabara empregando *T. viscana* e *L. variegatus* revelaram toxicidade aguda e crônica, sendo os sedimentos analisados considerados inadequados à vida aquática (MARANHO *et al.*, 2010).

Tabela 6 - Efeitos ecotoxicológicos nos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP)

Local	Espécie	Efeito	Referência
ERC	Macroalga <i>Enteromorpha</i> sp	Concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb na. maiores na foz; sendo os níveis de Cu, Zn e Cd semelhantes aos de espécies de locais não poluídos e a concentração de Pb semelhante aos de locais poluídos	Wallner <i>et al.</i> (1986)
	Ostra <i>Crassostrea rhizophorae</i>	Bioacumulação de Hg (154 ± 60 ng.g ⁻¹ ps)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
	Bivalve <i>Mytella falcata</i>	Cu (25,9 – 121,3 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al.</i> (2005)
	Bivalve <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	Cu (9,3 µg.g ⁻¹)	
	Ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i> ^a	Gradiente de toxicidade crônica da água (do interior do estuário para a foz)	Nilin <i>et al.</i> (2007)
	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Bioacumulação de Cd (6,03 µg.g ⁻¹ ps), Zn (1,181) e Cr (1,07); Cu (28,31) pouco abaixo do permitido	Gonçalves <i>et al.</i> (2007)
	Gastrópode <i>Nassarius vibex</i>	Imposex	Lima-Verde <i>et al.</i> (2010)
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^a	Toxicidade crônica no sedimento	Davanso (2010)
	Ouriço-do-mar <i>L. variegatus</i> ^a		
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^b		
	Caranguejos <i>Goniopsis cruentata</i>	Efeito deletério em atividade enzimática (ChE)	Davanso (2010); Davanso <i>et al.</i> (2013)
		Inibição da atividade da enzima GST;	
		Danos severos no DNA (teste do cometa)	
	Bivalve <i>Tagelus plebeius</i>	Contaminação por CT (230 – 1.700NMP.100mL ⁻¹)	Farias <i>et al.</i> (2010)
	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Hg (38,5 – 90,9 ng.g ⁻¹ ps) Alterações de atividades enzimáticas (CaE e GST) principalmente na confluência com o rio Maranguapinho	Nilin (2012)
	Bagres	Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos	Abreu <i>et al.</i> (2013);
	Anfípodo <i>Tiburonella viscana</i> ^b	Toxicidade aguda no sedimento	Nilin <i>et al.</i> (2013)
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^b		
Ouriço-do-mar <i>L. variegatus</i> ^a			
ERP	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Baixa concentração de Hg (45 ± 19 ng.g ⁻¹ ps)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
		Condições adequadas para consumo (Ct: < 1,8 - 3.500 NMP.g ⁻¹ ; CT: < 1,8 - 2.800 NMP.g ⁻¹)	Vieira <i>et al.</i> (2008)
		Cu (7,3 – 9,6 µg.g ⁻¹); Pb (1,6 – 2,86 µg.g ⁻¹)	Torres (2009)
	Bivalve <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	Cu (3,9 – 14,8 µg.g ⁻¹); Pb (3,2 – 12,7 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al.</i> (2005)
	Bivalve <i>Mytella falcata</i>	Cu (7,8 – 8,1 µg.g ⁻¹)	
	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Cu (6,1 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al.</i> (2005)
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^a	Cu (40,2 µg.g ⁻¹)	
	Ouriço-do-mar <i>L. variegatus</i> ^a	Toxicidade crônica no sedimento	Davanso (2010)
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^b		
	Caranguejo <i>G. Cruentata</i>	Baixo índice de danos no DNA (teste do cometa); Alterações de atividades enzimáticas (GST e ChE)	Davanso (2010)
	Bagres	Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos	
	Peixe <i>Sphoeroides testudineus</i> (Baiacu)	Desregulação endócrina	Pimentel (2013)

Legenda: ^a (teste ecotoxicológico crônico - alterações reprodutivas); ^b (teste ecotoxicológico agudo - sobrevivência); CaE (carboxilesterase); CT (coliformes termotolerantes); Ct (coliformes totais); ChE (colinesterase); GST (Glutathione S-transferase); ps (peso seco).

Biomarcadores enzimáticos avaliados em ostras e caranguejos do ERC apresentaram alterações em suas atividades, especialmente nos animais provenientes da área de confluência do rio Maranguapinho, o qual representa um grande aporte de contaminantes aos rio Ceará principalmente devido aos efluentes do pólo industrial de Maracanaú. Nas ostras, as enzimas carboxilesterase (CaE) e glutathione-s-transferase (GST), envolvidas na detoxificação de xenobióticos, exibiram indução das atividades (NILIN, 2012). No entanto, os caranguejos apresentaram inibições na GST e na enzima de neurotransmissão colinesterase (ChE) (DAVANSO, 2010; DAVANSO *et al.*, 2013). Compostos como Cu, Cr, Zn, HPAs e pesticidas, presentes neste estuário, são comumente associados a alterações enzimáticas. Em geral, os organismos modulam os mecanismos reguladores da excreção de substâncias tóxicas, aumentando a capacidade de eliminação dos compostos pela elevação das atividades enzimáticas até atingir um limite no qual este mecanismo deixa de atuar, resultando em toxicidade e danos à saúde do animal (TABELA 6).

Outros biomarcadores analisados foram os genéticos. Danos severos no DNA dos caranguejos foram detectados pelo *teste do cometa*, sendo a diversidade da contaminação no estuário apontada como causadora deste efeito (DAVANSO, 2010; DAVANSO *et al.*, 2013). Apesar disso, no exame de *micronúcleos*, a frequência de anomalias nucleares e formação de micronúcleos em bagres, coletados na mesma área, foi baixa (ABREU *et al.*, 2013). Provavelmente esta diferença de respostas entre as espécies se deve à maior eficiência do peixe em reparar danos no DNA ou à menor exposição dos organismos aos contaminantes, uma vez que, ao contrário dos caranguejos, os bagres possuem comportamento migratório. Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos também foram observadas nos bagres do ERP e ERJ (TABELAS 6 e 7).

O aparecimento de características sexuais masculinas em fêmeas de moluscos (*imposex*), provocado por substâncias organoestânicas, como TBT (tributilestanho), foi verificado em gastrópodes *Nassarius vibex* coletados no ERC (LIMA-VERDE *et al.*, 2010) (TABELA 6). Mesmo que o uso deste composto, como agente anti-incrustante de tintas náuticas, tenha sido banido em escala global, a persistência de sua contaminação ainda é evidente nos ambientes aquáticos ao redor do mundo (CAJARAVILLE *et al.*, 2000; SOUZA *et al.*, 2005; QUEIROZ *et al.*, 2007; AN *et al.*, 2013; ELHASNI *et al.*, 2013; GUABLOCHE *et al.*, 2013) pelo seu acúmulo nos sedimentos e provável uso ilegal.

Embora decorridas pelo menos três décadas de confirmação de degradação ambiental no ERC, as atitudes governamentais para a conservação do estuário não foram além de medidas legislativas sem aplicações práticas. Sem as ações de preservação ambiental, a

toxicidade dos contaminantes tende a se intensificar no longo prazo, agravando os efeitos crônicos prejudiciais nas espécies.

A APA do rio Pacoti, inicialmente considerada como referência em relação à contaminação devido aos baixos índices de urbanização e industrialização, passou a exibir comprometimento da qualidade do estuário, ainda que em menor grau de degradação em relação aos demais estuários da RMF (AGUIAR, 2005; TORRES, 2009; NILIN, 2007; DAVANSO, 2010). Apesar da ausência de toxicidade aguda do sedimento do ERP em testes com *Nitokra* sp e baixos índices de danos no DNA de *G. cruentata*, os efeitos da degradação do estuário foram verificados pela toxicidade crônica do sedimento e alterações das atividades enzimáticas dos caranguejos (DAVANSO, 2010). Ainda assim, ostras do ERP foram consideradas em boas condições para consumo humano, pelos níveis de coliformes, segundo os padrões da Comunidade Européia e leis nacionais (VIEIRA *et al.*, 2008). Entretanto, Pimentel (2013) alerta que o uso do ERP como local referência deve ser definitivamente abandonado. Experimentos de exposição ao hormônio feminino 17 β -estradiol usando peixes *Sphoeroides testudineus*, provenientes do estuário, evidenciaram que o ambiente já se encontrava impactado por este desregulador endócrino. Machos do grupo controle apresentaram efeitos de feminilização (vitelogenina no plasma) sugerindo contato prévio a este hormônio, pois a contínua exposição a um composto eleva a susceptibilidade do organismo tornando-o, em primeiro momento, mais resistente à sua ação.

Portanto, apesar da APA do rio Pacoti ter sido criada há 14 anos, as pesquisas referentes ao local mostram o crescente comprometimento da qualidade ambiental, com efeitos prejudiciais já se manifestando na biota. Esse quadro de aumento gradual da contaminação em uma área até recentemente considerada não poluída reforça a urgência da aplicação das medidas de manejo da APA para sua real proteção.

No ERJ, a maioria dos estudos abordou a bioacumulação de metais. Concentrações de Cu e Pb foram medidas em moluscos e algas; Cu e Pb em crustáceos; e Hg em peixes e ostra (TABELA 7). A bioacumulação de Hg em ostras do ERC deteve os maiores valores observados (VAISMAN *et al.*, 2005), dentre os organismos analisados nos três estuários. Todas as espécies analisadas apresentaram valores de metais abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano pela legislação, não constituindo risco à saúde humana. Apesar disso, mais estudos são necessários para elucidar se a assimilação desses compostos prejudica as eficiências metabólicas das espécies e/ou representam risco de biomagnificação, que é a transferência ao longo da cadeia alimentar, acumulando-se nos tecidos dos predadores topo de cadeia (LACERDA *et al.*, 2000; WALLACE; LUOMA, 2003). Quase todos os peixes

analisados no ERJ se alimentam de pequenos peixes e crustáceos, e os valores de Hg mais altos foram encontrados em bagres, baiacús, camurim, sardinha e vermelho. Nos bagres e baiacus, as concentrações mais elevadas ocorreram nos indivíduos maiores sugerindo bioacumulação do Hg com o tamanho e o peso dos indivíduos (COSTA, 2009; COSTA *et al.*, 2013). O exoesqueleto dos crustáceos sempre apresentou maiores quantidades dos metais, evidenciando a estratégia de detoxificação desses organismos (TABELA 7).

Tabela 7 - Efeitos ecotoxicológicos no estuário do rio Jaguaribe (ERJ)

Local	Espécie	Efeito	Referência	
ERJ	<i>Ostra C. rhizophorae</i>	Baixa concentração de Hg ($52 \pm 24 \text{ ng.g}^{-1} \text{ ps}$)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)	
	Peixe	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Sargo-de-dente)	Hg- músculo ($6,9 - 13,2 \text{ ng.g}^{-1}$)	Braga (2006)
		<i>Centropomus parallelus</i> (Camurim)	Hg- músculo ($18,3 - 37,5 \text{ ng.g}^{-1}$)	
		<i>Lutjanus cyanopteus</i> (Vermelho)	Hg- músculo ($12,7 - 26,5 \text{ ng.g}^{-1}$)	
		<i>Lutjanus synagris</i> (Ariacó)	Hg- músculo ($6,0 - 10,0 \text{ ng.g}^{-1}$)	
		<i>Mugil curema</i> (Tainha)	Hg- músculo ($3,8 - 10,1 \text{ ng.g}^{-1}$)	
		<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Cocoroca)	Hg- músculo ($11,5 - 18,0 \text{ ng.g}^{-1}$)	
		<i>Opisthonema oglinum</i> (Sardinha)	Hg- músculo ($24,5 - 30,9 \text{ ng.g}^{-1}$)	
		<i>Cathorops spixii</i> (Bagre)	Hg- músculo ($9,7 - 66,1 \text{ ng.g}^{-1}$)	Costa (2009)
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Baiacu)	Hg- músculo ($4,3 - 37,0 \text{ ng.g}^{-1}$)	Costa (2009); Costa <i>et al.</i> (2013)	
	Alga <i>Ulva lactuca</i>	Cu ($1,27 - 2,55 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$); Pb (nd)	Torres (2009)	
	Camarão <i>Litopenaeus schimitti</i>	Cu- exoesqueleto ($54,2 \text{ a } 54,5 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1} \text{ ps}$); Cu- músculo ($18,1 - 22,8 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1} \text{ ps}$); Pb ($< 0,03 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1} \text{ ps}$) no músculo e no exoesqueleto		
		Siri <i>Callinectes sapidus</i>		Cu- exoesqueleto ($53,2 \text{ a } 57,9 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1} \text{ ps}$); Cu- músculo ($10,6 - 17,1 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1} \text{ ps}$); Pb ($< 0,03 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1} \text{ ps}$) no músculo e no exoesqueleto
	<i>Ostra C. rhizophorae</i>			Cu ($4,6 - 12 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$); Pb (nd)
Bivalve <i>Mytella falcata</i>	Cu ($11,2 - 19,9 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$); Pb (nd)			
Bagres	Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos	Abreu <i>et al.</i> (2013)		

Legenda: ^a (teste ecotoxicológico crônico - alterações reprodutivas); ^b (teste ecotoxicológico agudo - sobrevivência); CT (coliformes termotolerantes); Ct (coliformes totais); ChE (colinesterase); GST (Glutathione S-transferase); nd (não detectável); ps (peso seco). Valores de referência: Cu: $30 \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido/ $150 \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco; Pb: $2,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido/ $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco; Zn: $200 \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco (Decreto Federal 55871/65) e Hg: 500 ng.g^{-1} (Portaria nº 685/1998 da ANVISA).

Não há pesquisas usando testes de toxicidade no ERJ. Um trabalho pioneiro realizado em outro estuário confirmou que o efluente gerado em fazendas de cultivo de

camarão contribuiu para o aumento de toxicidade em teste agudo com *Mysidopsis juniae*, estando o metabissulfito de sódio, empregado na etapa final do cultivo, envolvido na toxicidade do efluente no momento de despesca (ARAGÃO, 2006).

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estuários e as regiões costeiras são particularmente vulneráveis às atividades antrópicas instaladas em suas bacias de drenagem (LACERDA *et al.*, 2002), pois atuam como receptores finais de diversas substâncias (LACERDA *et al.*, 2004a). Portanto, essas áreas demandam especial atenção para conservação.

Neste trabalho, a revisão de literatura indicou que a continuidade e a intensificação das emissões antrópicas no Ceará contribuíram para o incremento, principalmente nos últimos 10 anos (CAVALCANTE *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2013; NILIN *et al.*, 2013), de compostos contaminantes nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe. A maioria dos estudos analisou os níveis de metais como Al, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb e Zn no sedimento, na água e na biota local. Os maiores teores ocorreram no sedimento do ERC, inserido na região onde imperam as taxas de urbanização e industrialização do Estado. Apesar disso, não há estudos sobre a emissão desses compostos pelas atividades industriais para os cursos hídricos locais. Também foram verificadas a contaminação do ERC por HPA no sedimento (CAVALCANTE *et al.*, 2009), e na água por Hg (MARINS *et al.* 2002) e coliformes termotolerantes (FARIAS *et al.*, 2010); a degradação da água do ERP (FIUZA *et al.*, 2010); e no ERJ o enriquecimento do sedimento por Hg (COSTA *et al.*, 2013), Cu (LACERDA *et al.*, 2009), N e P (LACERDA *et al.*, 2008; MARINS *et al.*, 2011), e de Zn particulado na água (SILVA DIAS *et al.*, 2013), todos devido a emissões antrópicas. Embora tenha sido relatado, no ERJ, o uso de grande variedade de pesticidas altamente perigosos e extremamente tóxicos para o meio ambiente (GAMA *et al.*, 2013), a quantificação desses compostos não foi feita em nenhum dos estuários.

No ERC e ERJ, as estimativas das emissões de algumas substâncias químicas evidenciaram que as fontes antropogênicas superam as emissões naturais, particularmente o Zn (SILVA DIAS *et al.*, 2013). Tal tendência também vem sendo constatada no ERP (LOPES, 2006), que não deve mais ser considerado como local de referência quanto à ausência de poluição. A elevação das emissões de poluentes atingindo os estuários é extremamente preocupante e demanda ações de controle ambiental imediatas. Apesar da criação das APA do ERC e do rio Pacoti, respectivamente em 1999 e 2000, nenhuma medida

de prevenção de contaminação está sendo praticada, como confirmam os recentes incrementos de poluentes nos locais e os efeitos danosos sobre as espécies.

As pesquisas sobre os efeitos ecotoxicológicos nas três regiões são raras. Os poucos trabalhos existentes, revelando tanto toxicidade de amostras ambientais em testes agudos e crônicos como danos em biomarcadores enzimáticos e genéticos de animais coletados *in situ*, apontaram que ambos os estuários da RMF estão sob risco ambiental, principalmente o ERC, onde os efeitos foram mais severos. As maiores taxas de bioacumulação de metais, principalmente de Hg, também foram registradas em organismos do ERC.

Assim, a variedade de contaminantes que afetam os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, o crescente grau de emissão de poluentes para os estuários, o risco devido à elevada toxicidade de alguns compostos, a pouca eficiência na aplicação das leis de proteção dessas áreas e a ausência de monitoramento da qualidade ambiental dos três estuários, reforçam a urgência de pesquisas para o entendimento dos padrões de contaminação nestes ambientes além da necessidade de aplicações efetivas de manejo ambiental.

CAPÍTULO 2

ECOTOXICOLOGIA DE TRÊS ESTUÁRIOS DO NORDESTE DO BRASIL: BAGRES NO MONITORAMENTO AMBIENTAL

RESUMO

O lançamento de contaminantes de origem antrópica nos ecossistemas estuarinos pode prejudicar a qualidade ambiental e sua biota natural. Neste estudo, a qualidade de três zonas estuarinas do Nordeste do Brasil foi determinada através da avaliação da saúde de bagres provenientes do: 1) Estuário do Rio Ceará (ERC), impactado por efluentes urbanos e industriais; 2) Estuário do rio Pacoti (ERP), que até recentemente era considerado não poluído e começou a receber contribuições de efluentes de áreas urbanas e agrícolas, e 3) Estuário do rio Jaguaribe (ERJ), que abriga a maior área de cultivo de camarão do estado do Ceará, além de áreas agrícolas. A ocorrência de danos ecotoxicológicos nos animais foi avaliada pela utilização de biomarcadores bioquímicos, histológicos e genotóxicos, bioacumulação de mercúrio, fator de condição e índices somáticos dos bagres *Sciades parkeri* e *S. Proops*, coletados no ERC, e *S. herzbergii* provenientes do ERP e ERJ. Os peixes foram coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012, sacrificados e seus tecidos foram retirados e conservados para análises. Sedimentos dos três estuários foram coletados para quantificação de mercúrio. Danos à respeito dos processos de depuração de xenobióticos foram mais expressivos nos bagres do ERP e ERJ, enquanto danos morfológicos foram mais evidentes nos peixes do ERC. A bioacumulação de mercúrio foi maior nos indivíduos de ERP e ERJ, embora a concentração do metal nos sedimentos tenha sido maior no ERC. Além disso, os dados confirmaram que o ERP já não constitui um local limpo. Os três estuários apresentam risco ecológico, sendo o ERC em nível severo de contaminação, e entre moderado e severo no ERP e ERJ, exigindo com urgência o controle das fontes de contaminação e o estabelecimento de monitoramento ambiental.

Palavras-chave: Biomarcadores. Ceará. Contaminação. Peixe. Bioacumulação. Mercúrio.

1 INTRODUÇÃO

Os estuários, ambientes de transição entre os rios e oceanos, são particularmente vulneráveis à contaminação por atividades antrópicas, pois recebem descargas de efluentes com diversas substâncias tóxicas. As conseqüências biológicas da contaminação ambiental podem manifestar efeitos agudos, como a mortalidade, mas muitas vezes eles envolvem a ocorrência de efeitos crônicos (FENT, 2004). Os danos podem ocorrer em todos os níveis de organização biológica, do molecular ao ecossistêmico (VAN DER OOST *et al.*, 2003; FENT, 2004), e muitos estudos têm relacionado a contaminação ambiental e os efeitos subletais sobre peixes (VAN DER OOST *et al.*, 2003; MONSERRAT *et al.*, 2007; VALDEZ DOMINGOS *et al.*, 2009; VIARENGO *et al.*, 2007; KATSUMITI *et al.*, 2009; KIRSCHBAUM, *et al.*, 2009; FASULO *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2010; MAGGIONI *et al.*, 2012; OLIVEIRA RIBEIRO *et al.*, 2013) a fim de compreender os mecanismos que atuam nessa relação e prevenir danos de grande relevância ecológica.

Devido ao seu hábito bentônico, os bagres podem ser expostos a contaminantes tanto pelo contato direto com sedimento e água contaminados quanto pela ingestão de invertebrados e pequenos peixes previamente contaminados. Peixes bentônicos têm mostrado maior bioacumulação de metais em relação a peixes bentopelágicos e pelágicos (MARINS *et al.*, 1998; HOSSEINI *et al.*, 2013). Assim, os bagres são considerados adequados para estudos de biomonitoramento, não só relacionados à bioacumulação de metais (ANGELI *et al.*, 2013; AZEVEDO *et al.*, 2011; AZEVEDO *et al.*, 2012b) mas também pela análise das respostas à contaminação através de biomarcadores (ANDRADE *et al.*, 2004; KATSUMITI *et al.*, 2009; AZEVEDO *et al.*, 2012a; AUTHMAN *et al.*, 2013; AZEVEDO *et al.*, 2013; CARVALHO-NETA; ABREU-SILVA, 2013).

Os estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), na costa nordeste do Brasil, são áreas estuarinas importantes do estado do Ceará. Cada um destes estuários recebe efluentes de diferentes origens ao longo de suas bacias hidrográficas, assim, eles devem apresentar distintos tipos e níveis de contaminantes antropogênicos. Os ERC e ERP são afetados pelas descargas da Região Metropolitana de Fortaleza (NILIN *et al.*, 2007; CAVALCANTE *et al.*, 2009; FIUZA *et al.*, 2010; DAVANSO *et al.*, 2013; NILIN *et al.*, 2013). O Rio Ceará é um dos rios mais afetados da Região Metropolitana de Fortaleza, principalmente por resíduos urbanos e efluentes industriais, ao passo que o Rio Pacoti foi usado como um lugar de referência limpo até recentemente. O estuário do rio Jaguaribe (ERJ) é influenciado por efluentes de carcinicultura (LACERDA *et al.*, 2004; MARINS *et al.*, 2011;

COSTA *et al.*, 2013), além de resíduos agrícolas (GAMA *et al.*, 2013) e esgotos domésticos. A variedade, quantidade e efeitos sinérgicos de compostos naturais e xenobióticos inseridos nestes três ecossistemas podem representar riscos ambientais para a biota e necessitam de mais investigações.

Este trabalho teve como objetivo analisar a qualidade de três zonas estuarinas do Ceará, através da avaliação de múltiplas linhas de evidência (LOEs - do inglês “*lines of evidence*”), como biomarcadores bioquímicos, histológicos e genéticos, bioacumulação de mercúrio, índices somáticos e fator de condição em bagres coletados em ERC, ERP e ERJ e quantificação de mercúrio em sedimentos dos três locais.

1.1 Peixes e o monitoramento ambiental

Em ambientes não contaminados, os animais possuem melhores condições para desenvolver o potencial fisiológico mais eficiente a sua sobrevivência, sendo a saúde dos peixes intrinsecamente dependente da qualidade do ambiente aquático (ALMEIDA *et al.*, 2014). A exposição dos peixes a contaminantes é associada à deterioração da saúde dos animais, como redução no crescimento e alterações no ciclo reprodutivo (DEPLEDGE; GALLOWAY, 2005).

No estudo da biologia de peixes, alguns índices são comumente utilizados para informar o estado fisiológico desses animais (FREITAS *et al.*, 2011) como o fator de condição, o índice gonadossomático e o índice hepatossomático. O fator de condição investiga o padrão de crescimento das espécies de determinada população através da relação de peso e comprimento dos animais em função do coeficiente alométrico b , calculado na equação peso-comprimento (LE CREN, 1951). O índice gonadossomático mede a proporção do tamanho da gônada em relação ao peso total do animal, possibilitando inferências sobre o grau de desenvolvimento gonadal, épocas de reprodução e o próprio ciclo reprodutivo (FREITAS *et al.*, 2011). O índice hepatossomático relaciona o peso do fígado dos animais ao peso corporal total. Variações neste índice em teleósteos estão associadas à capacidade de armazenamento de glicogênio no fígado, condições fisiológicas, atividades reprodutivas, habitat alimentar e disponibilidade de alimentos (TAVARES-DIAS *et al.*, 2000).

Os peixes têm importante papel em diretrizes de qualidade da água de sistemas marinhos, fluviais e estuarinos, e são provavelmente os organismos mais utilizados em programas de biomonitoramento (DI GIULIO; HINTON, 2008). Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (US EPA) recomenda o uso de peixes em testes de toxicidade

aguda e crônica para estabelecer os critérios de toxicidade e outras avaliações de segurança química (US EPA, 1996). Na Europa, a OSPAR (Oslo and Paris Commission), que reúne quinze governos da costa ocidental europeia, incluindo a União Europeia, desde a década de 1970, visa estabelecer infraestruturas de garantia e controle de qualidade de efeitos biológicos, também em peixes, contribuindo com programas nacionais e internacionais de monitoramento marítimo através de projetos como BEQUALM (Biological Effects Quality Assurance in Monitoring Programmes), JAMP (Joint Assessment and Monitoring programme) e CEMP (Co-ordinated Environmental Monitoring Programme) (OSPAR, 2014).

No Brasil, a avaliação de parâmetros em peixes para o monitoramento ambiental tem sido ampliada e desenvolvida por diversos laboratórios em todo o país, no entanto o volume de pesquisas com foco ecotoxicológico é mais abundante nos estados das regiões sul e sudeste, onde a atuação dos grupos de pesquisa na área é mais antiga. Entre os programas governamentais nacionais de apoio e incentivo à pesquisa então o INCT-TMCOcean (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Transferência de Materiais Continente-Oceano e o INCT-TA (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – Toxicologia Aquática) que integram vários laboratórios de universidades brasileiras de diferentes estados (INCT, 2014).

O uso de métodos de biomonitoramento nas estratégias de controle para a poluição química tem várias vantagens sobre os monitoramentos químicos. Muitas das medições biológicas representam a única forma de expressão de efeitos advindos da integração de um grande número de processos individuais e interativos em organismos aquáticos. Além disso, os efeitos biológicos e bioquímicos podem ligar a biodisponibilidade dos compostos de interesse com a sua concentração em órgãos-alvo e toxicidade intrínseca (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

1.2 Biomarcadores e estresse oxidativo em peixes

Os biomarcadores são importantes ferramentas para a medição de efeitos subletais de substâncias químicas em organismos (CONNON *et al.*, 2012). Podem ser definidos como “parâmetros que podem ser medidos em uma amostra biológica, e que fornece informações sobre a exposição à contaminação, ou sobre os efeitos reais ou potenciais dessa exposição em um indivíduo ou um grupo” (SANCHEZ; PORCHER, 2009). Benford *et al.* (2000) listaram 16 definições para o termo, como reflexo da difusão do seu uso, variando de medições de exposição e índices biológicos a marcadores clínicos com implicações diagnósticas. Possuem potencial para serem usados como indicadores de eventos de vários estágios da progressão do

dano tóxico, ou para promover ferramentas para testar a relevância de mecanismos tóxicos de interesse (BENFORD *et al.*, 2000).

Muitos autores mantêm a classificação da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1993) em biomarcadores de exposição, efeito ou susceptibilidade:

Biomarcador de exposição: uma substância exógena, ou o seu metabólito ou produto de uma interação entre um agente de xenobióticos e uma molécula alvo ou célula que é medido num compartimento dentro de um organismo;

Biomarcador de efeito: medições bioquímicas, fisiológicas, comportamental ou outras alteração dentro de um organismo que, dependendo da magnitude, pode ser reconhecido como associado com um possível ou estabelecido comprometimento da saúde ou doença;

Biomarcador de susceptibilidade: um indicador de uma habilidade inerente ou adquirida de um organismo para responder a um desafio de exposição a um xenobiótico específico (WHO, 1993).

Os biomarcadores de exposição podem predizer o risco, se houverem informações suficientes sobre a relação dose-resposta do xenobiótico (BENFORD *et al.*, 2000), podendo ser usados para confirmar a exposição dos indivíduos ou populações a uma substância (ou grupo) particular, promovendo a ligação entre a exposição externa e dosagens internas (VAN DER OOST *et al.*, 2003). Por exemplo, parâmetros bioquímicos, amplamente investigados em peixes, envolvidos na detoxificação de xenobióticos e seus metabólitos, incluindo as enzimas de biotransformação (fases I e II) e enzimas antioxidantes (JESUS; CARVALHO, 2008).

Os biomarcadores de efeito incluem as medições de vários parâmetros que indicam a exposição a um agente específico, geralmente com menor especificidade que os biomarcadores de exposição (BENFORD *et al.*, 2000). Podem ser usados para registrar alterações ou efeitos adversos à saúde devido à exposição e absorção do composto químico (VAN DER OOST *et al.*, 2003). São caracterizados pela indução de mecanismo de defesa celular, que se iniciam sempre como uma resposta adaptativa em nível molecular/bioquímico, como a peroxidação lipídica ou estresse oxidativo, podendo ser reversível quando o agente estressor deixa de atuar ou desencadeando alterações fisiológicas ou histológicas irreversíveis em casos mais graves de exposição e dependendo da capacidade do sistema ou órgão em responder ao estressor (JESUS; CARVALHO, 2008).

Os biomarcadores de susceptibilidade auxiliam a elucidar as variações nos graus de respostas à exposição aos agentes tóxicos observada entres indivíduos diferentes (VAN DER OOST *et al.*, 2003). Devem incluir a susceptibilidade genética (BENFORD *et al.*, 2000).

Nos organismos, os compostos tóxicos causam estresse oxidativo pela produção de espécies reativas de oxigênio (EROS), como o íon superóxido (O_2^-), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), radical hidroxila (OH) e oxigênio livre (O_1) (VALAVANIDIS *et al.*, 2006) que podem resultar em diversos danos celulares. A detoxificação das EROS tornou-se um pré-requisito para a vida aeróbica, o que proporcionou o desenvolvimento de muitas defesas orgânicas a partir da evolução a fim de prevenir, interceptar e reparar os danos no organismo (MONSERRAT *et al.*, 2008). Entre os importantes indutores de estresse oxidativo em organismos aquáticos estão os metais (VAN DER OOST *et al.*, 2003; RUAS *et al.*, 2008; ATLI; CANLI, 2010; SEVCIKOVA *et al.*, 2011) e contaminantes orgânicos (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

Elevados níveis de EROS geram danos oxidativos incluindo peroxidação lipídica, oxidação de proteínas e DNA, e inativação de enzimas em exposições crônicas e agudas (ATLI; CANLI, 2010). O processo de peroxidação lipídica ou lipoperoxidação (LPO) ocorre quando EROS atacam os ácidos graxos insaturados, que são moléculas presentes nas membranas celulares e de organelas, como mitocôndrias, lisossomos e retículo endoplasmático, iniciando sucessivas quebras das duplas ligações de carbonos, podendo resultar na peroxidação de várias moléculas e consequente perda de fluidez da membrana, aumento de permeabilidade e até mesmo na morte celular (DI GIULIO; MEYER, 2008). As defesas antioxidantes incluem atividades enzimáticas como a catalase (CAT), glutathione peroxidase (GPX), glutathione S-transferase (GST), glutathione reductase (GR) e superóxido dismutase (SOD) (ATLI, CANLI, 2010; SEVCIKOVA *et al.*, 2011). Dessa forma, tais enzimas, bem como a LPO, constituem importantes parâmetros para avaliar a exposição a compostos tóxicos nos organismos aquáticos, sendo consideradas como biomarcadores bioquímicos (VAN DER OOST *et al.*, 2003; ATLI; CANLI, 2010).

O processo de biotransformação dos xenobióticos assimilados pelos organismos envolve duas fases de reações. A fase I consiste na catalisação realizada por enzimas com transformação de moléculas apolares em metabólitos solúveis em água, levando à detoxificação e eliminação destes compostos (fase II). A transformação de moléculas durante a fase I leva à formação de intermediários muitas vezes mais reativos e perigosos que os compostos iniciais devido à transformação de moléculas apolares em polares. A fase I costuma envolver reações de oxidação, redução e hidrólise (SCHLENK *et al.*, 2008).

Outros biomarcadores bioquímicos comumente empregados na avaliação da contaminação aquática são as atividades da acetilcolinesterase (AChE) e da etoxiresorufina-O-dietilase (EROD). A primeira enzima é fundamental no processo de neurotransmissão

colinérgica de vertebrados e invertebrados, responsável pela hidrólise da acetilcolina em colina e ácido acético durante a sinapse colinérgica e junções neuromusculares (PEÑALLOPIS *et al.*, 2003). A inibição de sua atividade indica a exposição à organofosforados e carbamatos (VAN DER OOST *et al.*, 2003; JEBALI *et al.*, 2013). A atividade da EROD é uma reação de catalisação da CYP1A onde o substrato 7-etoxiresorufina é metabolizado no produto fluorescente resorufina. A CYP1A é uma subfamília das monooxigenases que pertencem às diversas famílias do citocromo P450, que por sua vez são heme-proteínas envolvidas no metabolismo de compostos endógenos e exógenos (ANDERSSON, 2007). A indução da EROD está associada à exposição à compostos como hidrocarbonetos policíclico aromáticos (HPAs) (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

A tabela 1 resume algumas características dos biomarcadores bioquímicos analisados no presente trabalho.

Além disso, os efeitos ecotoxicológicos podem ser avaliados por biomarcadores histopatológicos e genéticos. Alterações histológicas aparecem como respostas em médio prazo à estressores subletais, e a histologia consiste em um método rápido para detectar efeitos de compostos xenobióticos, especialmente efeitos crônicos, em vários tecidos e órgãos. Nos peixes, órgãos como brânquias, fígado e rins são considerados alvos importantes da poluição aquática: as brânquias, pela ampla superfície em contato direto e permanente com os potenciais estressores; o fígado, pelo papel fundamental no metabolismo e subsequente excreção dos xenobióticos e também como local de produção vitelogenética; e os rins, pela importância na manutenção da homeostase interna em relação às concentrações de água e sal, excreção e parcialmente pelo metabolismo de xenobióticos (BERNET *et al.*, 1999).

Os biomarcadores genéticos envolvem a avaliação de respostas em nível molecular (molécula de DNA). No entanto, quando um poluente induz alterações genotóxicas na biota, como alterações na estrutura do DNA e na expressão dos danos do DNA em genes mutantes, pode resultar em efeitos hereditários em longo prazo, como mudanças na frequência de genes em populações expostas e eventos de mutação (SHUGART, 1996). O teste do micronúcleo em eritrócitos de peixes é uma das técnicas na investigação de genotoxicidade. Micronúcleos são formados pela condensação de fragmentos cromossômicos ou cromossomos completos não incorporados nos núcleos principais das células filhas durante a etapa de anáfase da divisão celular (AL-SABTI; METCALFE, 1995).

Tabela 1 – Características dos biomarcadores bioquímicos analisados no presente trabalho

Atividade celular	Enzima/ processo de defesa	Classe de biomarcador	Função	Alteração da atividade	
				Aumento	Decréscimo/inibição
Neurotransmissão colinérgica	AChE	Exposição	Desativação (hidrólise) da acetilcolina nas terminações nervosas	-	Pesticidas organofosforados e carbamatos
Biotransformação - Fase I	EROD	Exposição	Indução da CYP1A (citocromo P450-1A) o qual é responsável pela biotransformação de compostos xenobóticos como HPAs, PCBs, dioxinas, etc.	Exposição à poluentes orgânicos (HPAs, PCBs, PCDDs e PCDFs)	Exposição à organoestânicos (TBT)
Biotransformação - Fase II	GST	Exposição	Facilita a excreção do compostos xenobióticos pela adição de grupos polares	HPAs, PCBs, OCPs e PCDDs	HPAs e PCDDs
Estresse oxidativo	GR	Efeito	Manutenção da homeostase do ciclo oxidação-redução da glutathione. Catalisa a transformação da glutathione na forma oxidada para a forma reduzida, com a concomitante oxidação do NADPH em NADP ⁺ .	HPAs, DDE, PCBs,	Local contaminado
	GPX	Efeito	Enzima antioxidante que catalisa a transformação da H ₂ O ₂ em H ₂ O. Depende da manutenção do ciclo oxidação-redução da glutathione	Herbicida paraquat, HPA, PCBs	HPA
	LPO	Efeito	Processo de oxidação dos ácidos poliinsaturados da membrana celular com produção de radicais livres.	Metais, paraquat, <i>t</i> -butil-hidroperóxido	-

Fonte: VAN DER OOST *et al.* (2003). Elaborado pela autora. Legenda: AChE: acetilcolinesterase; EROD: etoxiresorufina-O-dietilase; LPO: lipoperoxidação; GST: glutathione S-transferase; GR: glutathione redutase; GPX: glutathione peroxidase.

1.3 Mercúrio no ambiente, biodisponibilidade e bioacumulação em peixes

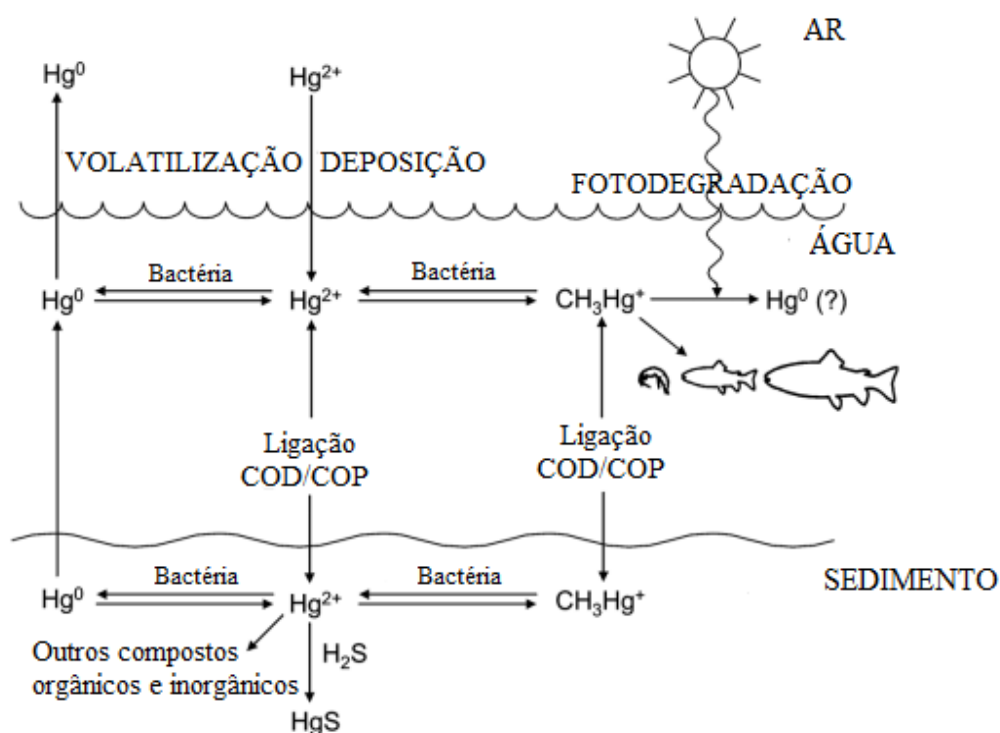
O mercúrio é um importante poluente ambiental estudado no mundo todo. Uma variedade de atividades humanas está ligada à poluição por mercúrio, como mineração de prata e ouro, combustão de carvão e amalgama dentário (LUOMA; RAINBOW, 2008).

A análise da concentração de mercúrio foi eleita neste trabalho pois além da persistência e elevada toxicidade associadas ao metal, avaliações pretéritas nos três estuários demonstraram a existência de contaminação moderada por mercúrio no ERC (MARINS *et al.*, 2002; VAISMAN *et al.*, 2005) e enriquecimento no perfil sedimentar associado à atividade da carcinicultura (COSTA *et al.*, 2013). Marins *et al.* (2002) consideraram o ERP não contaminado pelo metal, status que merece ser investigado visto as alterações na qualidade do estuário relatadas recentemente por Davanso (2010), Fiuza *et al.* (2010) e Pimentel (2013) (ver capítulo 1).

A biodisponibilidade de compostos xenobióticos aos peixes geralmente segue três categorias. Primeiramente, processos externos ao peixe determinam a concentração e especiação do composto químico ao qual o peixe é exposto. Segundo, o peixe pode absorver o composto por várias rotas e mecanismos em função tanto da especiação química quanto da fisiologia do organismo. Terceiro, uma vez absorvida, a substância química será modificada e distribuída no peixe, determinando a natureza e a quantidade química no sítio de ação tóxica (ERICKSON *et al.*, 2008).

A figura 1 exemplifica o ciclo biogeoquímico do mercúrio nos ecossistemas aquáticos. O mercúrio apresenta três estados de valência: Hg^0 (mercúrio metálico), Hg^{1+} (mercúrio monovalente) e Hg^{2+} (mercúrio divalente). A maior porcentagem do mercúrio total ocorre nas formas Hg^0 e Hg^{2+} , pois o Hg^{1+} é instável sob a maioria das condições ambientais. Hg^{2+} comumente se associa com enxofre (HgS), mas pode formar complexos com outros ligantes inorgânicos, como íons de cloro, oxigênio e hidrogênio, e pode reagir fazendo ligações covalentes e formando diversos derivados orgânicos, como CH_3Hg^+ (metilmercúrio), $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (dimetilmercúrio) e $\text{C}_6\text{H}_5\text{Hg}^+$ (fenilmercúrio). O metilmercúrio é a forma mais comum e apresenta elevada toxicidade e propensão à acumulação na biota aquática (ERICKSON *et al.*, 2008). Sedimentos contaminados atuam como reservatório de Hg^{2+} podendo reciclar o mercúrio no ecossistema aquático por muitos anos (KUDO, 1992).

Figura 1 – Ciclo Biogeoquímico do mercúrio



Fonte: ERICKSON *et al.* (2008).

Ambos Hg^{2+} e metilmercúrio podem se acumular nos organismos, no entanto, o Hg^{2+} predomina nos níveis tróficos baixos, por ser a maior porcentagem do mercúrio total na água e no sedimento, enquanto o metilmercúrio tende a ser predominante nos níveis tróficos superiores, incluindo os peixes, visto as variações na assimilação alimentar e na retenção de Hg^{2+} e metilmercúrio, que resultam no enriquecimento do metilmercúrio a cada transferência trófica (ERICKSON *et al.*, 2008).

O conteúdo de carbono orgânico dissolvido (COD) na água contribui para o aumento dos níveis de metilmercúrio no peixe, pois promovem o deslocamento do Hg^{2+} e do metilmercúrio das bacias hidrográficas para os corpos d'água (HURLEY *et al.*, 1995) e do sedimento para a coluna d'água (MISKIMMIN, 1991). A associação entre COD e metilmercúrio forma complexos bastante estáveis, porém esta afinidade é afetada pelo pH e outros metais. Geralmente quedas de pH resultam em menor associação visto a competição com o íon hidrogênio (HINTELMANN *et al.*, 1995) assim como a presença de metais catiônicos que competem com o metilmercúrio pelos sítios de ligação com o COD (DRISCOLL *et al.*, 1995).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coletas

Os bagres foram coletados por pescadores locais por meio de artes de pesca artesanal (anzol, tarrafa e rede de espera) nos estuários dos rios Ceará ($03^{\circ}42'06,99''S$; $038^{\circ}35'43,00''W$), Pacoti ($03^{\circ}49'59,99''S$; $038^{\circ}25'14,00''W$) e Jaguaribe ($04^{\circ}23'35,99''S$; $037^{\circ}49'40,00''W$), sob a licença do ICMBio nº 28117-1, entre junho de 2011 e novembro de 2012. Depois de capturados, os peixes foram transportados vivos até o Laboratório de Ecotoxicologia Marinha do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), localizado em Fortaleza (CE), em caixas térmicas de 45L de capacidade, com água do local e aeração constante (FIGURA 2A). Aproximadamente 500g de gelo foram adicionados na água para reduzir a temperatura (entre 22 e 24°C), e assim diminuir o metabolismo dos animais e o estresse durante o transporte (KUBTIZA, 1997).

Os peixes foram amostrados no dia seguinte, após anestesia letal por imersão em óleo de cravo 0,04% (SERIANI *et al.*, 2012) por um período de 3 a 15 minutos de acordo com o tamanho dos animais (ANEXO D). A seguir, procederam-se as biometrias, com pesagem corpórea total em balança analítica e medição, com paquímetro, dos comprimentos total e padrão (medida do focinho até a última vértebra) (FIGURA 2B e 2C).

Figura 2 – Amostragem dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe. A) transporte dos peixes. Exemplos de medição dos indivíduos empregando paquímetro. B) Comprimento total. C) Comprimento padrão

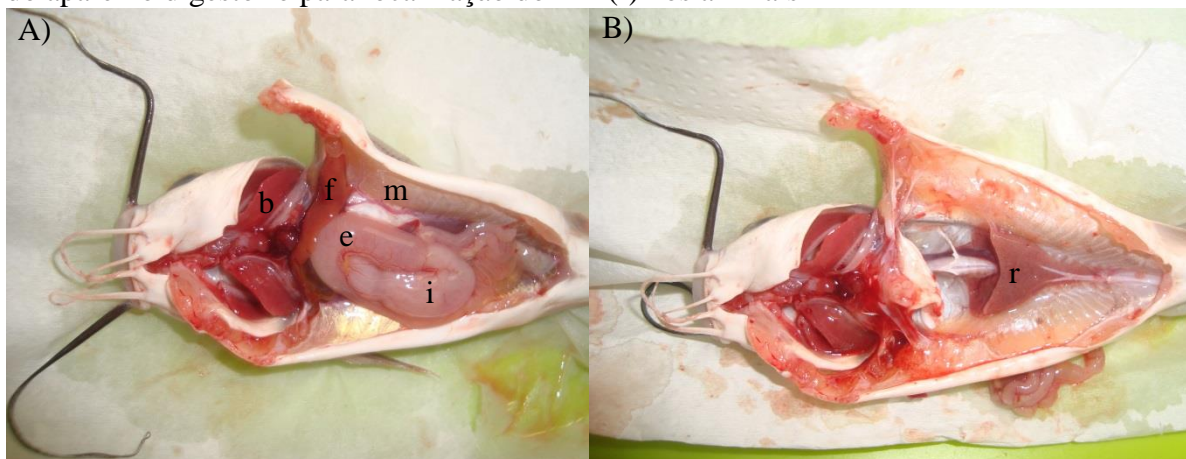


Fonte: Autora.

Uma amostra de sangue foi retirada usando seringas heparinizadas para confecção de extensões sanguíneas para as análises de genotoxicidade. Os animais, então, foram abertos para a retirada dos órgãos para as demais avaliações (FIGURA 3). Brânquias, fígados, rins e gônadas destinados às análises histológicas de tecidos foram retirados, fixados em solução de

Davidson por 24 horas (ANEXO E) e conservados em álcool 70% até o processamento histológico. Amostras do tecido muscular, branquial e hepática, para as análises dos biomarcadores bioquímicos e de músculo para análise da concentração de mercúrio, foram retiradas e congeladas a -80°C .

Figura 3 – Abertura dos bagres para retirada dos órgãos. A) Foto evidenciando a localização das brânquias (b), fígado (f), estômago (e), intestino (i) e músculo (m). B) retirada dos órgãos do aparelho digestório para localização do rim (r) nos animais



Fonte: Autora.

Os sedimentos foram coletados com pá de plástico na margem dos estuários em maré de sizígia e congelados a -20°C para caracterização e análise de metais. Parâmetros abióticos (salinidade, temperatura e pH) foram medidos na água dos locais nos horários de maré baixa durante as coletas empregando-se sonda multipamétrica. A figura 4 mostra a localização do ponto de coleta de sedimento em cada estuário, em cujas proximidades foram medidos os parâmetros abióticos e se concentraram os esforços de coleta dos peixes.

Os dados de pluviosidade foram obtidos no site da FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos) registrados pelos postos pluviométricos próximos aos estuários dos rios Ceará (Posto do Pici em Fortaleza), Pacoti (Posto Aquiraz, município de Aquiraz) e Jaguaribe (Posto Fortim, município de Fortim).

Figura 4 – Localização do ponto de coleta de sedimento nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil






Fonte: Google earth (2014).

2.2 Espécies alvo

Os bagres coletados foram identificados com auxílio da chave de identificação de Marceniuk (2005), além de outras bibliografias como Marceniuk e Menezes (2007), Cervigón (1991) e Eschmeyer (2014). Os peixes coletados pertencem a três espécies diferentes, do mesmo gênero: classe Actinopterygii, ordem Siluriformes, família Ariidae, subfamília Ariinae e gênero *Sciades*. No ERC, foram coletadas as espécies *Sciades parkeri* e *Sciades proops*, enquanto no ERP e no ERJ, coletou-se somente a espécie *Sciades herzbergii* (FIGURA 5).

As três espécies habitam o fundo lamoso da porção inferior de rios, águas salobras e marinhas na América do Sul, com ampla tolerância a variações de salinidade. Alimentam-se de pequenos peixes e invertebrados (FROESE; PAULY, 2014).

Figura 5 – Espécies de bagres capturadas nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012

Status atual ¹	Foto (comprimento total e cabeça) ²	Antigas denominações / sinônimos ¹	Distribuição ^{1,3}
<i>Sciades parkeri</i> (Traill 1832)		<p><i>Arius bonneti</i> (Puyo, 1936), <i>Arius clavispinosus</i> (Puyo, 1936), <i>Arius despaxi</i> (Puyo, 1936), <i>Arius parkeri</i> (Traill 1832), <i>Arius physacanthus</i> (Vaillant, 1899) <i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840), <i>Aspistor parkeri</i> (Traill, 1832), <i>Bagrus (Sciades) emphysetus</i> (Müller & Troschel, 1849), <i>Hexanematchthys parkeri</i> (Traill, 1932), <i>Sciades emphysetus</i> (Müller & Troschel 1849), <i>Silurus parkeri</i> (Traill, 1832),</p>	<p>Brasil (nordeste), Guiana, Guiana francesa, Suriname e Venezuela</p>
<i>Sciades proops</i> (Valenciennes 1840)		<p><i>Arius parkeri</i> (Traill, 1832), <i>Arius proops</i> (Valenciennes, 1840), <i>Bagrus albicans</i> (Valenciennes, 1840), <i>Bagrus proops</i> (Valenciennes, 1840), <i>Hexanematchthys proops</i> (Valenciennes, 1840), <i>Sciades emphysetus</i> (Müller & Troschel, 1849), <i>Sciades parkeri</i> (Traill, 1832),</p>	<p>Mar do Caribe e costa norte da América do Norte: Brasil Colômbia, Guiana Francesa, Guiana, Porto Rico, Suriname e Venezuela</p>
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch 1794)		<p><i>Arius herzbergii</i> (Bloch, 1794), <i>Bagrus coelestinus</i> (Müller & Troschel, 1849), <i>Bagrus mesops</i> (Valenciennes, 1840), <i>Bagrus pemecus</i> (Valenciennes 1840), <i>Hexanematchthys herzbergii</i> (Bloch, 1794), <i>Hexanematchthys hymenorrhinos</i> (Bleeker, 1862), <i>Netuma dubia</i> (Bleeker, 1862), <i>Pimelodus argenteus</i> (Lacépède, 1803), <i>Sciades hymenorrhinos</i> (Bleeker, 1862), <i>Selanaspis herzbergii</i> (Bloch, 1794), <i>Silurus herzbergii</i> (Bloch, 1794),</p>	<p>Caribe e estuários da Colômbia ao Brasil: Brasil, Colômbia, Guiana, Guiana Francesa, Suriname e Venezuela.</p>

Fontes: ¹ ESCHMEYER (2014); ² Autora, ³ FROESE; PAULY (2014).

2.3 Parâmetros bióticos

Na avaliação dos parâmetros bióticos, todos os bagres capturados (incluindo os animais que vieram a óbito após a coleta) foram considerados somente na verificação da relação peso-comprimento, de onde se obteve o coeficiente b aplicado nas equação do fator de condição, detalhado a seguir. Os demais parâmetros (fator de condição, índices somáticos e biomarcadores e bioacumulação) foram discutidos em relação aos animais que permaneceram vivos até serem sacrificados para a retirada das amostras biológicas (dia seguinte à coleta dos mesmos).

As relações peso-comprimento foram agrupadas segundo a espécie e o local, e representadas em gráficos de regressão linear.

A estimativa das condições gerais do estado fisiológico dos animais de cada local foi baseada no cálculo dos três índices a seguir, para cada indivíduo.

2.3.1 Fator de condição

O Fator de Condição Alométrico (K) foi calculado pela equação 1.

$$K=(PT)/(CT)^b \quad (1)$$

Na qual PT = peso total em gramas, CT = comprimento total em cm e b = coeficiente de regressão da equação de relação comprimento-peso ($PT=aCT^b$).

Os valores de b foram obtidos para cada grupo de indivíduos, ou seja todos os peixes coletados no ERP, todos do ERJ, todos os *S. parkeri* do ERC e todos os *S. proops* do ERC, como discutido por Lima-Júnior *et al.* (2002). Para tanto, os dados de comprimento e peso total foram transformados em logaritmos naturais pelo método dos mínimos quadrados (LIMA-JÚNIOR *et al.*, 2002).

2.3.2 Índice Hepatosomático

O índice hepatossomático (IHS) foi calculado pela equação 2.

$$IHS = (\text{Peso do fígado}/PT) \times 100 \quad (2)$$

Na qual PT = peso total do peixe.

2.3.3 Índice Gonadossomático

O índice gonadossomático (IGS) define a proporção do peso da gônada em relação ao peso corporal do animal (VAZZOLER, 1996), calculado pela equação 3.

$$\text{IGS} = (\text{Peso da gônada}/\text{PT}) \times 100 \quad (3)$$

Sendo PT = peso total do peixe.

2.3.4 Maturidade sexual

O sexo dos animais foi confirmado microscopicamente pela análise das gônadas após processamento histológico de rotina (ANEXOS O e P).

Os indivíduos foram classificados segundo a diferenciação e maturidade sexual, como descrito na tabela 2.

Tabela 2 – Classificação quanto ao sexo e maturidade sexual aplicada aos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe

Sexo/maturidade sexual		Descrição
I	Imaturo	Gônadas de tamanho reduzido, células germinativas indiferenciadas
F	Fêmea	Presença de ovogônias, predomínio de folículos ovarianos em processo de maturação até ovócitos terciários (células pavimentosas ou cúbicas, membrana vitelina delgada)
FM	Fêmea madura	Ápice da maturação sexual (repleção), folículos ovarianos com predomínio de ovócitos quaternários (membrana vitelina espessa, citoplasma com aspecto granular pela grande quantidade de vitelo, células cúbicas ou cilíndricas)
M	Macho	Presença de espermatogônias, espermatócitos primários, espermatócitos secundários e espermátides; poucos ou nenhum espermatozóides
MM	Macho maduro	Ápice da maturação sexual (repleção), predomínio de espermatozóides no lúmen do folículo

Fonte: Autora.

2.4 Biomarcadores

Como mencionado, para as análises dos biomarcadores foram considerados apenas os animais que permaneceram vivos até serem sacrificados (no dia seguinte à coleta dos mesmos).

2.4.1 Biomarcadores bioquímicos

Antes de iniciar as análises dos biomarcadores bioquímicos, todas as amostras foram homogeneizadas em solução tampão (TRIS 50mM; EDTA 1mM; DTT 1mM; Sucrose 50mM; KCl 150mM; PMSF 1mM; pH 7,6), centrifugadas a 15000g por 20 minutos a 4°C e as frações obtidas foram estocadas à -80°C (ANEXO G). As concentrações de proteínas das amostras dos tecidos foram determinadas pelo método de Bradford (1976) usando Soro Albumina Bovina (BSA - *Bovine Serum Albumin*) como padrão (ANEXO H).

Os ensaios enzimáticos foram conduzidos de acordo com protocolos específicos avaliando as atividades de:

- Acetilcolinesterase (AChE) (ELLMAN *et al.*, 1961), no músculo (ANEXO I);
- Etoxiresorufina-O-dietilase (EROD) (QUINN *et al.*, 2004), no fígado (ANEXO J);
- Lipoperoxidação (LPO) (WILLS, 1987), na brânquia e no fígado (ANEXO N);
- Glutationa S-transferase (GST) (KEEN *et al.*, 1976), na brânquia e no fígado (ANEXO M);
- Glutationa redutase (GR) (SIES *et al.*, 1979), na brânquia e no fígado (ANEXO L);
- Glutationa peroxidase (GPX) (LAWRENCE; BURK, 1976), na brânquia, fígado e músculo (ANEXO K);

2.4.2 Biomarcadores histológicos

Brânquias, fígado e rins foram retirados, fixados em solução de Davidson (ANEXO E) por 24 horas e mantidos em álcool 70% até a inclusão em parafina, que se deu após desidratação em série alcoólica e diafanização em xilol (ANEXO O) usando Processador Automático Lupe Tec e Central de Inclusão Hestion Tec 2800.

As secções transversais, de 5µm, (entre 2 e 4 por lâmina por indivíduo) realizadas em micrótomo manual, foram coradas com hematoxilina e eosina (H&E) (ANEXO P) e analisadas no microscópio óptico. As análises atribuíram dois valores para cada bagre segundo os seguintes critérios:

A) Valor Médio de Alteração (VMA) (SCHWAIGER *et al.*, 1997)

Valor que designa a distribuição das lesões teciduais em uma escala de 1 a 3 onde:

- Valor 1 = Ausência de alteração histológica,
- Valor 2 = Ocorrência de lesões pontualmente localizadas,
- Valor 3 = Lesões amplamente distribuídas pelo órgão.

B) Índice de Alteração Histológica (IAH) (POLEKSIC; MITROVIC-TUTUNDZIC, 1994)

Cada alteração foi classificada em um dos três estágios progressivos quanto à severidade das alterações no comprometimento das respectivas funções teciduais, sendo:

- Estágio I = Alterações que não comprometem o funcionamento do tecido,
- Estágio II = Danos severos e que prejudicam o funcionamento normal do órgão,
- Estágio III = Alterações muito severas e irreversíveis.

A tabela 3 exhibe a classificação das alterações histológicas investigadas nos três órgãos analisados.

Tabela 3 - Classificação das alterações histológicas de brânquias, fígado e rim quanto ao estágio de comprometimento das funções teciduais

Estágio	BRÂNQUIA	FÍGADO	RIM
I	Congestão vascular	Atrofia celular	Atrofia do glomérulo
	Constricção do seio lamelar sanguíneo	Atrofia nuclear	Aumento do volume glomerular
	Desarranjo lamelar	Deformação do contorno celular	Degeneração granular
	Dilatação do canal marginal	Deformação do contorno nuclear	Degeneração hialina
	Dilatação do seio lamelar sanguíneo	Hipertrofia celular	Dilatação dos capilares do glomérulo
	Elevação das células epiteliais	Hipertrofia nuclear	Centros de melanomacrófagos
	Fusão de parte da lamela primária	Núcleo na periferia da célula	Espessamento do endotélio capilar glomerular
	Fusão de parte da lamela secundária	Pleomorfismo nuclear	Estreitamento da luz tubular
	Fusão de várias lamelas secundárias	Vacuolização citoplasmática	Hipertrofia celular
	Hiperplasia das células epiteliais		Hipertrofia nuclear
	Hipertrofia do epitélio respiratório		Hiperplasia das células hematopoiéticas
	Presença de parasitas		Presença de parasitas
	Proliferação de células de cloreto		Túbulos em regeneração
	Proliferação de células de muco		Vacuolização celular
II	Aneurisma lamelar	Degeneração citoplasmática	Atrofia tubular
	Completa fusão de toda lamela secundária	Degeneração nuclear	Degeneração nuclear
	Espessamento do tecido proliferativo	Hiperemia	Degeneração tubular
	Rompimento de células pilares	Núcleos picnóticos	Fibrose
	Ruptura do epitélio lamelar	Presença de hemácias no espaço de Bowman	Hemorragia
		Rompimento celular	Nefrose
		Ruptura dos vasos sanguíneos	Núcleos picnóticos
		Vacuolização nuclear	Oclusão da luz tubular
			Redução ou aumento do espaço de Bowman
			Rompimento celular
III			Vacuolização do parênquima
			Vacuolização nuclear
	Necrose focal	Necrose focal	Necrose focal
	Necrose total	Necrose total	Necrose total
	Nódulo tumoral		

Fontes: POLEKSIC; MITROVIC-TUTUNDZIC (1994); CAMARGO, MARTINEZ (2007); MUMFORD *et al.* (2007). Elaborado pela autora.

Para cada animal, um IAH foi calculado pela equação 4.

$$\text{IAH} = 10^0 \Sigma \text{I} + 10^1 \Sigma \text{II} + 10^2 \Sigma \text{III} \dots \dots \dots (4)$$

Na qual I, II e III correspondem ao número de alterações de estágio I, II e III, respectivamente.

A partir dos valores das médias de IAH, para cada coleta, determinou-se a gravidade da lesão em relação ao comprometimento funcional do órgão e sua capacidade de recuperação conforme a tabela 4.

Tabela 4 - Escala de severidade das médias das lesões histológicas sobre os efeitos no funcionamento do órgão

IAH Médio	Efeito
0 – 10	Funcionamento normal do órgão
11 – 20	Danificação leve a moderada do órgão
21 – 50	Modificação moderada a severa do órgão
51 – 100	Modificação severa do órgão
> 100	Danificação irreparável do órgão

Fonte: POLEKSIC; MITROVIC-TUTUNDZIC (1994).

2.4.3 Biomarcador genético: Teste do Micronúcleo

A amostra de sangue foi retirada por venopunção caudal usando seringas heparinizadas, e imediatamente transferida para lâminas previamente limpas com etanol. Para tanto, retirou-se a agulha da seringa, depositando a gota de sangue em uma das extremidades da lâmina e procedendo a extensão sanguínea com uma lâmina de cantos recortados formando um ângulo de 45° sobre a lâmina inferior (ISHIKAWA *et al.*, 2010). Após os esfregaços sanguíneos, as lâminas foram fixadas em etanol por 20 minutos e secas em temperatura ambiente.

Para a contagem dos micronúcleos, as lâminas foram coradas com o corante May-Grünwald-Giemsa (ROSENFELD, 1947) (ANEXO F) e, após secas, foram analisadas em microscópio óptico com objetiva de imersão (100x), totalizando 2000 células por indivíduo. Foram considerados apenas os micronúcleos com diâmetro inferior a um terço do núcleo, de mesma coloração que o núcleo e claramente separados do mesmo.

2.5 Quantificação de mercúrio

2.5.1 Bioacumulação nos bagres e análise dos sedimentos

As aliquotas de músculo para quantificação da bioacumulação nos bagres foram congeladas e estocadas à -80°C . As amostras foram liofilizadas, para então seguir para análise.

Para os sedimentos, os materiais empregados no manuseio das amostras foram pré-limpos segundo o protocolo aceito para análise de mercúrio: todos os utensílios de vidro e de plástico foram lavadas com solução Extran 5% e água desionizada, e imersos em 10% HNO_3 por pelo menos 24 h; antes da análise, frascos de vidro e de plástico foram lavados com água desionizada, secos em estufa à 40°C e protegidos de poeira. As amostras de sedimentos dos locais foram congeladas e estocadas à -20°C , secas em estufas à 60°C por 7 dias, quarteadas manualmente com espátula de plástico e tiveram 100g de cada peneiradas em jogo de peneiras em agitador mecânico, por cerca de 10 minutos, a fim de separar as frações finas. A quantificação do mercúrio foi feita nas frações totais e na fração mais fina obtida com malha 230 e 0,062mm de abertura.

Aproximadamente 0,5g das amostras biológicas e dos sedimentos finos (< 230) e totais foram digeridos com 10mL de HNO_3 concentrado em tubos de teflon em microondas MARS-Plus. O mercúrio foi quantificado por Espectrometria de Absorção Atômica com geração de Vapor Frio (CV-AAS, Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry) empregando equipamento da Nippon Instruments Corporation NIC RA-3. Tanto as amostras quanto as leituras das mesmas foram analisadas em duplicatas.

A determinação do mercúrio total, respectivamente para as amostras biológicas e de sedimentos, deu-se pelo uso dos materiais de referência NIST 2976-Mussel tissue e NIST 1646a. Nas amostras biológicas, os limites de detecção foram entre 0,02 e $0,26\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ e os

limites de quantificação variaram de 0,05 a 0,81 ng.g^{-1} . Para os sedimentos, o limite de detecção foi de 0,02 ng.g^{-1} e o de quantificação 0,06 ng.g^{-1} .

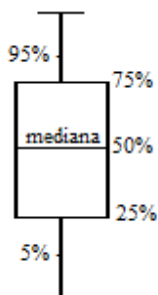
2.6 Análises estatísticas

Para a verificação de diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os peixes dos três estuários, os dados obtidos foram testados quanto à distribuição normal pelo teste Shapiro-Wilk e então os valores foram comparados por meio de análise de variância (ANOVA) ou Kruskal-Wallis, de acordo com a normalidade. Diferenças apontadas por estas duas análises foram especificadas pelo teste de Dunn ($P < 0,01$).

Para avaliar as relações peso-comprimento e as possíveis associações entre os índices biológicos dos animais foram utilizadas correlações de Spearman.

As análises estatísticas foram feitas empregando os programas Statistica 7.0 e SigmaPlot 11. A representação de significâncias estatísticas foi apresentada por meio de gráficos do tipo Box Plot, com os quartis distribuídos segundo a figura 6.

Figura 6 – Modelo de representação gráfica Box Plot indicando a divisão dos quartis aplicada nos dados do presente estudo



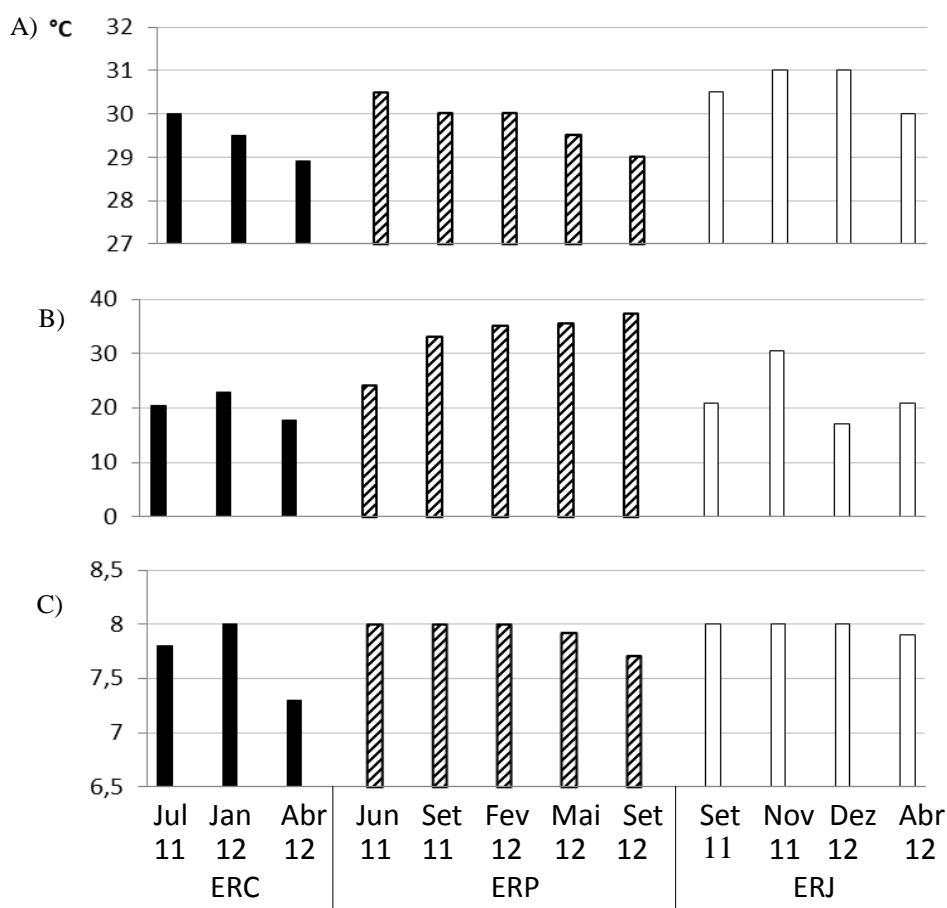
Fonte: Autora.

3 RESULTADOS

3.1 Parâmetros abióticos

Em ambientes estuarinos, os parâmetros abióticos são bastante variáveis ao longo do dia em função, principalmente, da variação das marés. Uma real caracterização do ambiente demandaria um conjunto de medições mais amplo e mais representativo do que somente medidas pontuais dos parâmetros. Mesmo assim, as medidas pontuais, apresentadas na figura 7, fazem parte do quadro de condições a que os animais estão submetidos.

Figura 7 - Parâmetros abióticos medidos nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e setembro de 2012. A) Temperatura. B) Salinidade. C) pH

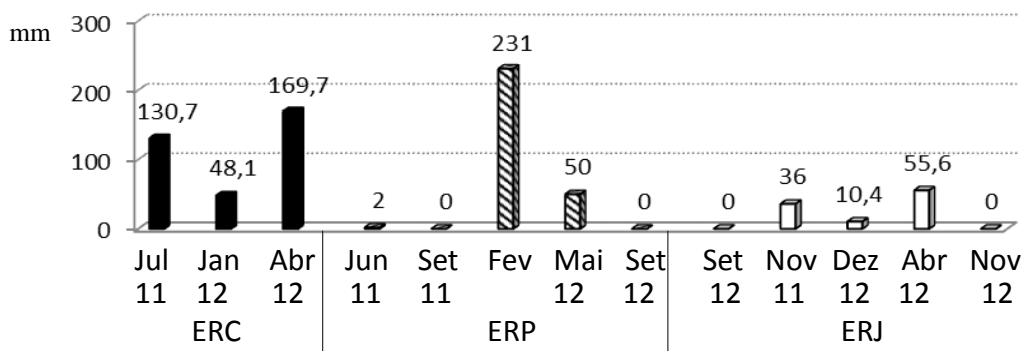


Fonte: Autora.

De maneira geral, as medidas de temperatura e pH foram pouco variáveis nos três estuários, compreendendo, respectivamente, medições entre 28,9 e 31°C (FIGURA 7A) e de 7,3 a 8 (FIGURA 7C). A salinidade variou de 17,8 a 23 no ERC, de 24 a 37,3 no ERP e de 17 a 30,5 no ERJ (FIGURA 7B).

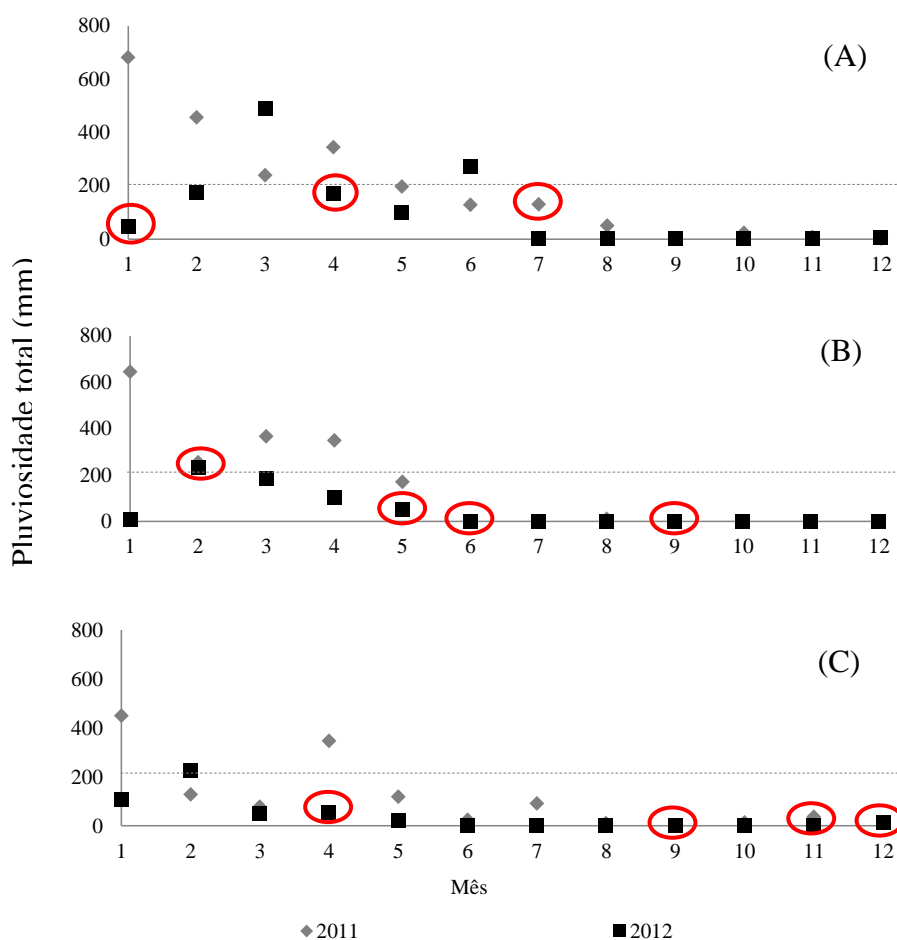
As figuras 8 e 9 mostram os valores de pluviosidade total registrados nos meses em que ocorreram as coletas e ao longo dos anos de 2011 e 2012 nos três locais estudados.

Figura 8 - Pluviosidade total nos meses de coleta nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ) entre junho de 2011 e novembro de 2012



Fonte: FUNCEME (2014). Elaborado pela autora.

Figura 9 - Pluviosidade total nos anos de 2011 e 2012 nos estuários dos rios Ceará (A), Pacoti (B) e Jaguaribe (C), com destaque (círculo vermelho) para os meses das coletas dos bagres em relação ao limite inferior de quadra chuvosa (linha pontilhada)



Fonte: FUNCEME (2014). Elaborado pela autora.

Segundo a FUNCEME, as quadras chuvosas no Ceará compreendem valores acima de 200 mm de pluviosidade total. Embora as coletas tenham sido direcionadas visando comparar os períodos seco e chuvoso, nos anos de 2011 e 2012 foram registradas quadras chuvosas fracas e as pluviosidades totais em quase todos os meses das amostragens foi abaixo de 200 mm, a não ser pela coleta realizada em fevereiro de 2012 no ERP (FIGURAS 8 e 9).

No ERC, a coleta de julho de 2011 apresentou o segundo maior valor de pluviosidade total entre todas as coletas (FIGURA 8). No entanto, tal quantidade de precipitação marca o final da quadra chuvosa de 2011, fora do período de chuvas intensas (FIGURA 9A). Em janeiro de 2012, o período de chuvas estava em ascensão, com pluviosidade total ainda baixa, ao contrário do observado em janeiro de 2011 no mesmo local, quando a quadra chuvosa já se fazia expressiva.

No ERJ, embora o mês de abril seja o mais representativo da quadra chuvosa no local, em abril de 2012 a intensidade chuvosa foi baixa, encerrando um período chuvoso muito fraco (FIGURA 9).

3.2 Parâmetros bióticos

No total, 126 animais foram capturados, dos quais 28 no ERC, 61 no ERP e 37 no ERJ (TABELA 5). Apesar do esforço de coleta no ERC, nenhum animal foi capturado em abril de 2012 nem em outras duas tentativas em 2012. Entre todos os bagres coletados, o animal com menor peso foi 3,2g (*Sciades proops*) da coleta de janeiro de 2012 no ERC e o de maior 428,8g (*Sciades herzbergii*) de setembro de 2011 do ERP (TABELA 5).

No ERJ, os bagres coletados em setembro de 2011 (n=1), 29 de novembro de 2011 (n=5) e oito de dezembro de 2011 (n=8) foram agrupados e considerados como uma única campanha (somando n=14), visto a proximidade de ocorrência das mesmas e ausência de diferenças significativas nos parâmetros ambientais, marcado particularmente pelo período de seca (TABELA 5).

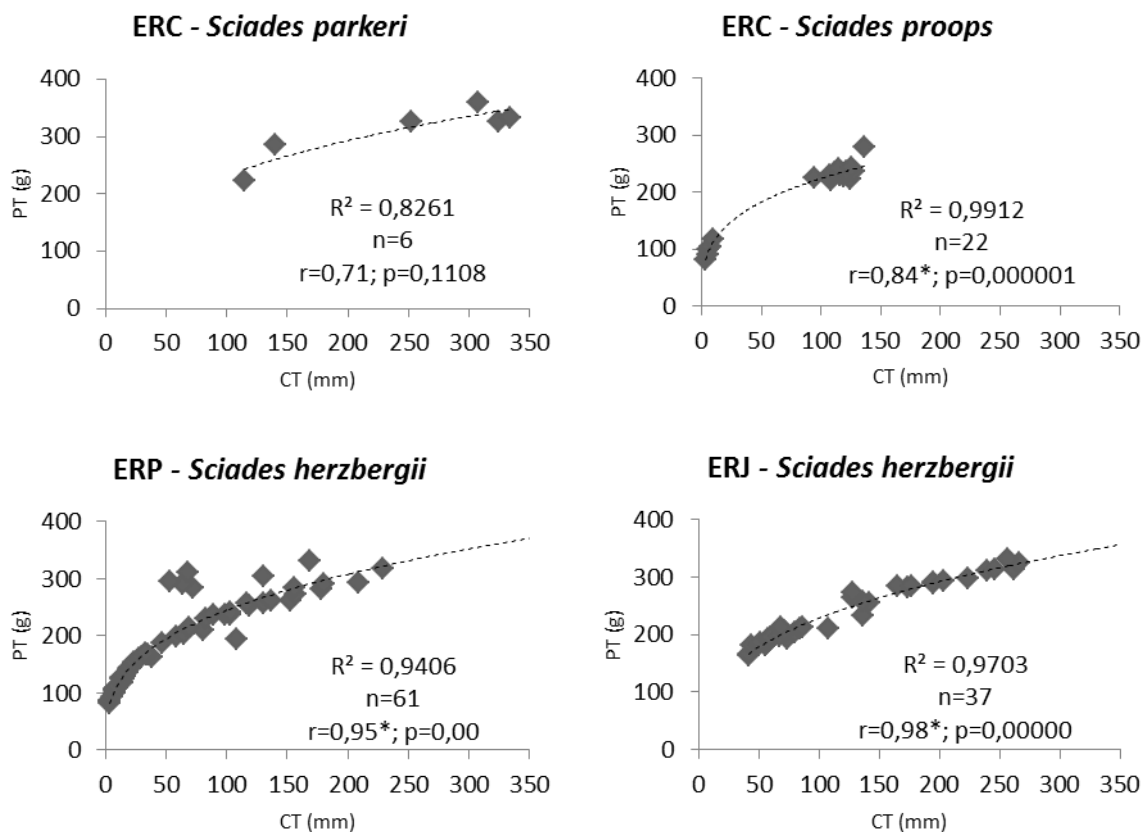
Tabela 5 - Biometrias dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. (Mínimo – máximo; Média \pm Desvio Padrão)

Local	Coleta	Spp	N	PT (g)	CT (mm)	CP (mm)
ERC	Jul/2011	<i>Sciades parkeri</i>	6	114,3 – 333,3 245,1 \pm 95,9	223,3 – 360 308,9 \pm 48,3	193,3 – 295 261,1 \pm 36,2
	Jan/2012	<i>Sciades proops</i>	22	3,2 – 135,9 86,4 \pm 50,8	81,3 – 278 196,9 \pm 62,7	70 – 242 166,7 \pm 54,9
	Abr/2012	-	0	-	-	-
	Total	-	28	-	-	-
ERP	Jun/2011	<i>Sciades herzbergii</i>	3	38,6 – 130,6 90,5 \pm 47,1	161,7 – 257 218,6 \pm 50,3	133 - ? 165 \pm 45,3
	Set/2011	<i>Sciades herzbergii</i>	9	18,6 – 428,8 115 \pm 135,5	135,7 – 354,3 243,9 \pm 82,7	111,6 – 299,3 178 \pm 67,3
	Fev/2012	<i>Sciades herzbergii</i>	22	3,4 – 20,8 10,1 \pm 5,1	80 – 144 109,5 \pm 18	66 – 115 88,3 \pm 14,5
	Mai/2012	<i>Sciades herzbergii</i>	16	20,5 – 208,5 117,8 \pm 55,7	141 – 293 241,0 \pm 50,9	120 – 249 206,4 \pm 42,1
	Set/2012	<i>Sciades herzbergii</i>	11	24 – 137,3 67,8 \pm 38,7	152,6 – 260 220,4 \pm 56	126,6 – 217 167,5 \pm 34,7
	Total	-	61	-	-	-
ERJ	Set-Dez/2011	<i>Sciades herzbergii</i>	14	56,1 – 350,4 184,9 \pm 84,4	183 – 358 275,1 \pm 50,5	155,8 – 298,7 227,8 \pm 40,3
	Abr/2012	<i>Sciades herzbergii</i>	16	40,7 – 86,2 61,7 \pm 14,9	163 – 213 190,9 \pm 14,8	137,6 – 178,1 158,1 \pm 12,5
	Nov/2012	<i>Sciades herzbergii</i>	7	127 – 256,7 180 \pm 43,1	256 – 330 286,6 \pm 22,6	204,7 – 257,7 227,3 \pm 17,2
	Total	-	37	-	-	-
TOTAL	-	-	126	-	-	-

Fonte: Autora. Legenda: Spp= Espécie; PT= Peso Total; CP=Comprimento total; CP=Comprimento Padrão.

A relação peso-comprimento nos grupos coletados, de acordo com a espécie e o local, exibiu correlação de Spearman positiva e significativa para todos, exceto para o grupo *Sciades parkeri* do ERC, possivelmente pelo baixo número amostral (FIGURA 10).

Figura 10 - Relação peso-comprimento dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012, segundo a espécie e local de coleta



Fonte: Autora. Legenda: R^2 = coeficiente de regressão linear; r = correlação de Spearman; diferença significativa (*); $p < 0,05$.

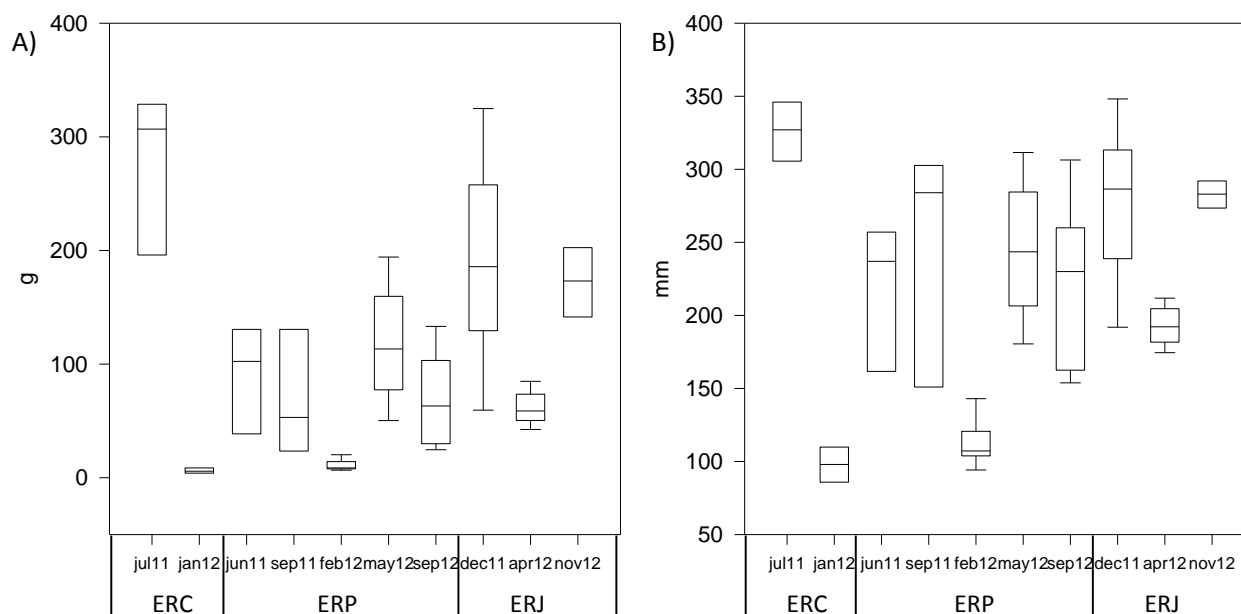
Considerando apenas os animais avaliados nas análises biológicas (como especificado anteriormente), o ERC apresentou tanto os maiores (*S. parkeri* de julho de 2011; $n: 5$; $PT: 271,2 \pm 79,8$ g; $CT: 326 \pm 26,8$ mm; $CP: 274,7 \pm 16,2$ mm) quanto os menores animais coletados (*S. proops* de janeiro de 2012; $n: 6$; $PT: 6,5 \pm 2,3$ g; $CT: 98,9 \pm 12,2$ mm; $CP: 81,1 \pm 8,9$ mm), significativamente diferentes em relação aos demais (FIGURA 11).

No ERP, os bagres de fevereiro de 2012 (*S. herzbergii*; $n: 18$; $PT: 11,6 \pm 4,4$ g; $CT: 115,2 \pm 14,5$ mm; $CP: 92,8 \pm 11,9$ mm) foram significativamente menores que os das outras quatro coletas no local (FIGURA 11).

Os peixes capturados no ERJ em dezembro de 2011 (*S. herzbergii*; $n: 13$; $PT: 190,8 \pm 84,7$ g; $CT: 280 \pm 48,9$ mm; $CP: 231,1 \pm 39,8$ mm) e novembro de 2012 (*S. herzbergii*; $n: 7$; $PT: 180 \pm 43,1$ g; $CT: 286,6 \pm 22,6$ mm; $CP: 227,3 \pm 17,2$ mm) foram maiores que os de abril de 2012 (*S. herzbergii*; $n: 16$; $PT: 61,7 \pm 14,9$ g; $CT: 190,9 \pm 14,8$

mm; CP: $158,1 \pm 12,5$ mm) do mesmo estuário, e tenderam a ser maiores (principalmente mais pesados) que a mesma espécie coletada nas cinco campanhas do ERP (FIGURA 11).

Figura 11 - Biometrias dos bagres coletados no estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP), e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Peso total (g). B) Comprimento total (mm).

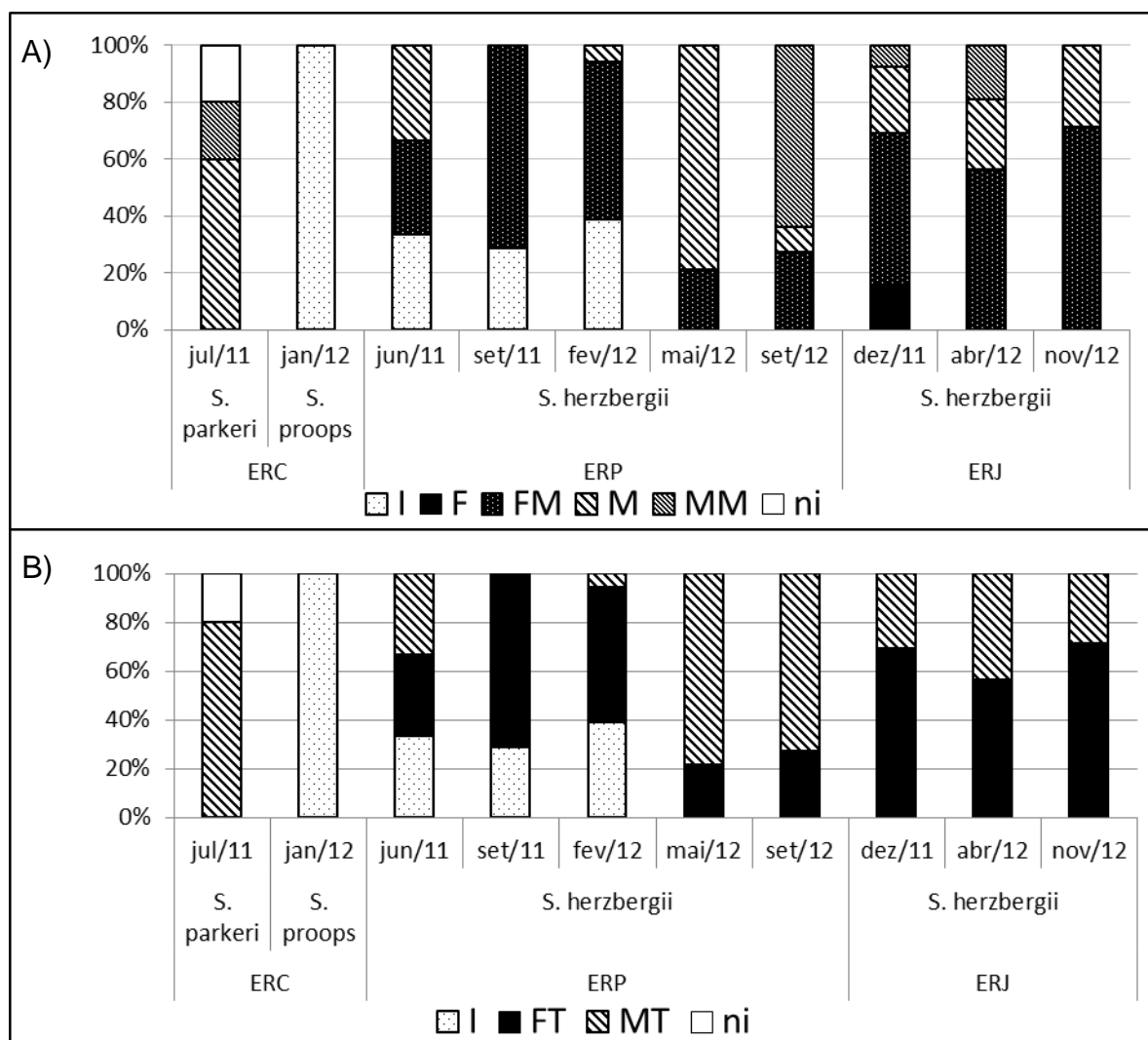


Fonte: Autora.

3.2.1 Maturidade sexual

A avaliação da proporção sexual dos bagres mostrou que os menores animais (de janeiro de 2012 e de fevereiro de 2012) corresponderam às maiores porcentagens de imaturos, respectivamente 100% e 39% (FIGURA 12). Os maiores bagres coletados (julho de 2011) foram na maioria machos (80%) (FIGURA 12B), dos quais 20% estavam em atividade reprodutiva (FIGURA 12A). As fêmeas, principalmente sexualmente maduras, foram predominantes nas três coletas do ERJ (FIGURA 12A). No ERP, as fêmeas maduras predominaram em setembro de 2011 (71%) e fevereiro de 2012 (56%), os machos em maio de 2012 (79%) e em setembro de 2012 (73%), sendo destes 64% em atividade reprodutiva (FIGURA 12).

Figura 12 - Proporção sexual dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Considerando fêmeas e machos em atividade reprodutiva. B) Considerando fêmeas e machos no total

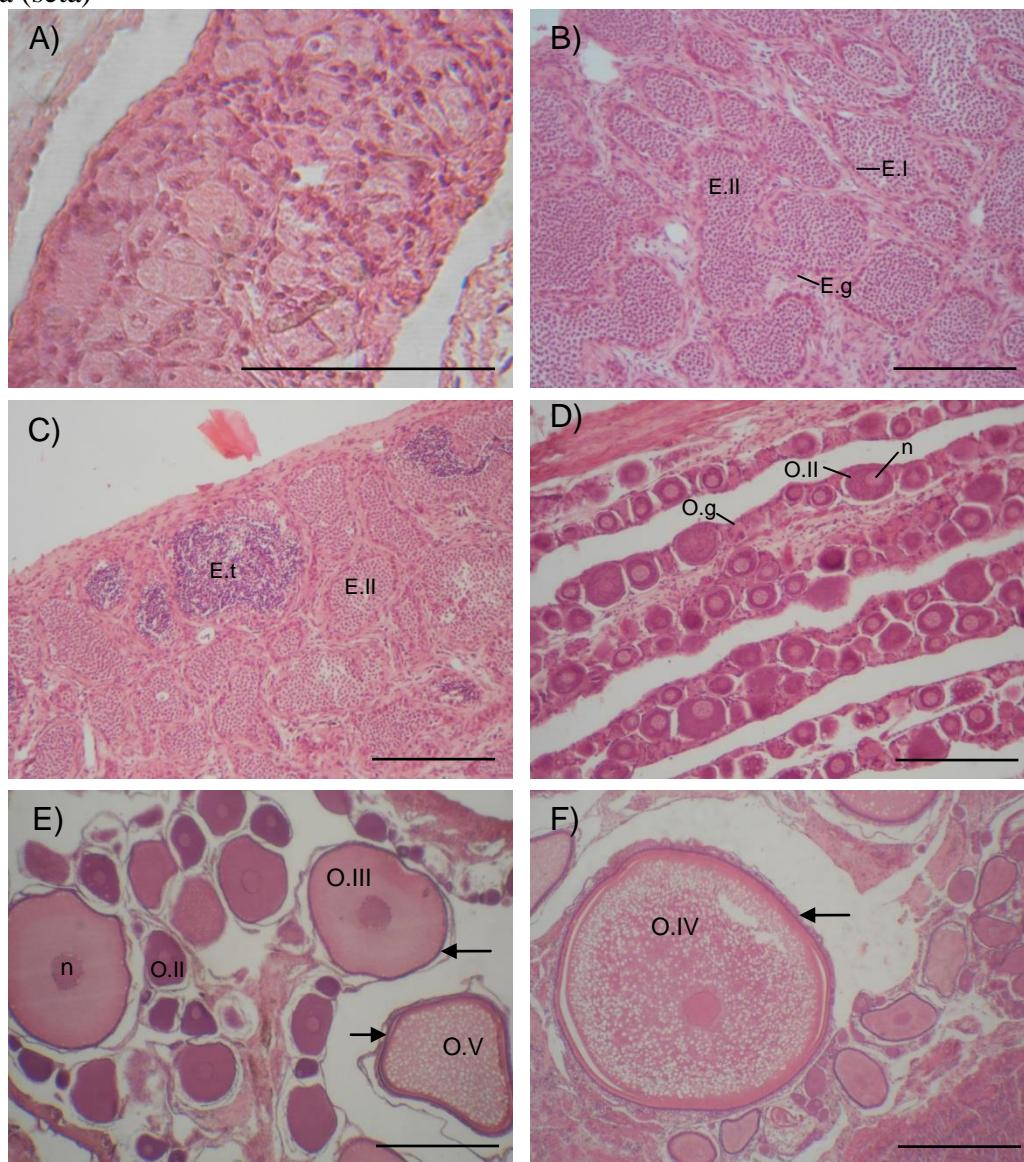


Fonte: Autora. Legenda: I=imaturo; F=fêmea; FM=fêmea madura; FT=fêmeas no total; M=macho; MM=macho maduro; MT=machos no total; ni=não identificado.

A figura 13 exibe fotomicrografias das gônadas dos animais coletados. O processo de maturação sexual dos gametas machos se desenvolve pela multiplicação das espermatogônias, originadas a partir das células germinativas primordiais do epitélio espermatogênico das paredes dos túbulos seminíferos, formando espermatócitos de primeira e segunda ordem, espermátides e finalmente, por divisão meiótica, os espermatozóides (MUMFORD *et al.*, 2007). Nas fêmeas, a maturação sexual ocorre pelo desenvolvimento dos folículos ovarianos, os quais se iniciam como ovogônias, se diferenciam em ovócitos até a formação dos óvulos prontos para serem desovados para a reprodução. Alguns bagres, como *Cathorops spixii*, a ovogênese apresenta seis fases de desenvolvimento dos folículos

ovarianos (FAVARO *et al.*, 2005). Ao longo deste processo, os folículos ovarianos aumentam gradativamente de tamanho devido o acúmulo de vitelo em seu citoplasma, deixando as células túrgidas (cilíndricas) e com a membrana mais espessa (FIGURA 13 D,E e F).

Figura 13 – Fotomicrografia das gônadas dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Imaturo. Machos: B) túbulos seminíferos em processo de diferenciação das células germinativas, evidenciando a presença de espermatogônias (E.g), espermatócitos primários (E. I) e espermatócitos secundários (E.II) e C) destacando a ocorrência de espermatócitos secundários (E.II) e espermátides (E.t). Fêmeas: D) Diferenciação dos folículos ovarianos com predomínio de ovócitos secundários (O.II), detalhe do núcleo (n), e presença de ovogônias (O.g) E) ovócitos secundário (O.II), terciário (O.III) e em fase V de desenvolvimento (O.V), núcleo (n) e membrana vitelina (seta) e F) ovócito em fase IV de desenvolvimento (O.VI) e membrana vitelina (seta)



Fonte: Autora.

3.2.2 Fator de Condição e índices somáticos

As relações de peso-comprimento total dos bagres dos três estuários cearenses podem ser expressas pelas equações (APÊNDICE A):

- *S. parkeri* do ERC: $PT = 0,7893.CT^{1,5662}$
- *S. proops* do ERC: $PT = 0,1386.CT^{3,0824}$
- *S. herzbergii* do ERP: $PT = 0,2295.CT^{2,5752}$
- *S. herzbergii* do ERJ: $PT = 0,5472.CT^{1,8633}$

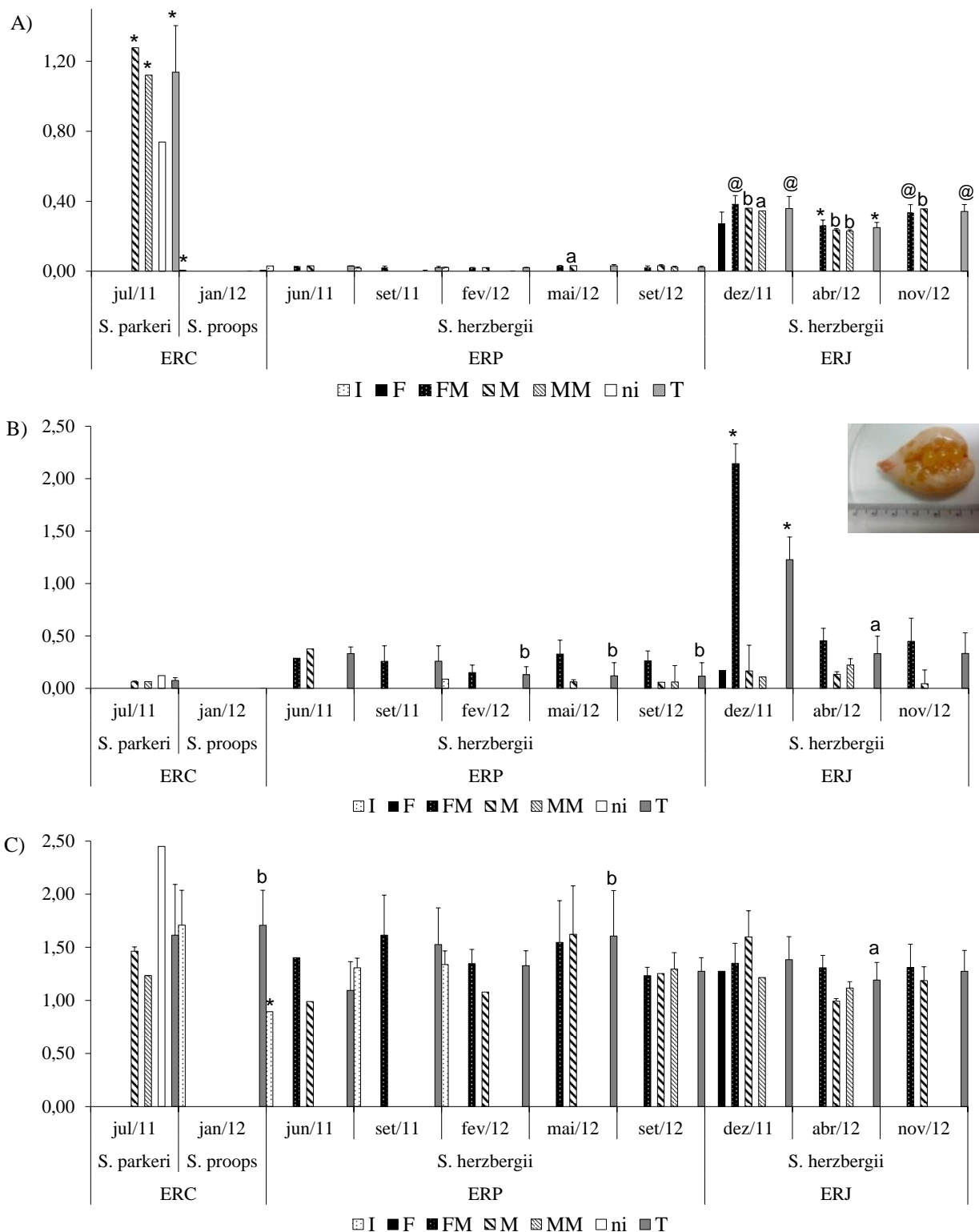
Assim, os valores obtidos para o coeficiente *b*, empregado no cálculo do fator de condição alométrico (K), foram: 1,5662 para *S. parkeri*; 3,0824 para *S. proops*; 2,5752 para *S. herzbergii* do ERP; e 1,8633 para *S. herzbergii* do ERJ. Tais coeficientes resultaram nos fatores de condição apresentados na figura 13.

S. parkeri do ERC, predominantemente machos, exibiram K significativamente maior que todos os bagres coletados. A menor média de K foi observada em *S. proops* do ERC de janeiro de 2012 (FIGURA 14A), onde todos os indivíduos eram imaturos sexualmente (FIGURA 12; APÊNDICE B). *S. herzbergii* do ERJ apresentaram valores de K significativamente maiores que os de ERP, os quais tiveram baixos valores de K em todas as coletas (FIGURA 14A). Por sua vez, as médias de K dos peixes do ERP de junho de 2011 (imaturos) foram significativamente maiores que dos de setembro de 2011 e de fevereiro de 2012 (APÊNDICE B).

Os maiores índices gonadossomáticos ocorreram em *S. herzbergii* do ERJ (dezembro de 2011 e abril de 2012), proporcionados pelo peso das gônadas femininas sexualmente maduras (FIGURA 14B). *S. proops* não tiveram suas gônadas medidas visto a dificuldade de localizar as gônadas em animais sexualmente imaturos (muito pequenas).

O índice hepatossomático foi semelhante entre todos os bagres analisados, sendo observadas diferenças significativas entre *S. proops* de janeiro de 2012 do ERC, *S. herzbergii* de maio de 2012 do ERP e *S. herzbergii* de abril de 2012 do ERJ (FIGURA 14C). Entre os imaturos, o IHS foi significativamente menor nos animais de junho de 2011 do ERP em relação aos de setembro de 2011 e fevereiro de 2012, também *S. herzbergii* do ERP, e aos *S. proops* de janeiro de 2012 do ERC (FIGURA 14C).

Figura 14 – Fator de condição e índices somáticos dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Fator de condição (K). B) Índice gonadossomático (IGS). Detalhe: Foto de ovário maduro. C) Índice hepatossomático (IHS)



Fonte: Autora. Legenda: Média (colunas) e desvio padrão (barras); I=imaturo; F=fêmea; FM=fêmea madura; M=macho; MM=macho maduro; ni=não identificado; T=total; Diferenças significativas para o mesmo sexo em relação a todas as coletas ($p < 0,001$): *diferença significativa em relação aos demais; @ iguais entre si e diferentes dos demais; letras diferentes = diferença significativa entre eles.

A correlação de Spearman entre os índices somáticos analisados, *S. parkeri* do ERC apresentou correlação significativamente negativa entre K e IGS, e positiva entre IGS e IHS (TABELA 6). Em *S. proops*, a correlação foi significativamente positiva entre K e IHS. No geral das coletas do ERP e do ERJ a única correlação significativa foi entre K e IHS de *S. herzbergii* do ERJ (TABELA 6).

Tabela 6 - Matriz de correlação de Spearman entre o fator de condição (K) e os índices gonadossomático (IGS) e hepatossomático (IHS) dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012

	ERC <i>S. parkeri</i>			ERC <i>S. proops</i>			ERP <i>S. herzbergii</i>			ERJ <i>S. herzbergii</i>		
	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS
K	1	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-
IGS	-0,94* <i>0,0048</i> (6)	1	-	0,36 <i>0,1648</i> (16)	1	-	-0,02 <i>0,8741</i> (49)	1	-	0,27 <i>0,1105</i> (37)	1	-
IHS	-0,77 <i>0,0724</i> (6)	0,83* <i>0,041</i> (6)	1	0,64* <i>0,0017</i> (21)	0,46 <i>0,081</i> (15)	1	0,24 <i>0,0652</i> (61)	-0,12 <i>0,4011</i> (49)	1	0,54* <i>0,0005</i> (37)	0,28 <i>0,086</i> (37)	1

Fonte: Autora. Legenda: $p < 0,005$; valor de p em *itálico*; (n); *diferença significativa.

Entre *S. herzbergii* coletados no ERP (TABELA 7), os animais da coleta de fevereiro de 2012 exibiram correlação negativa significativa entre o fator de condição e o índice gonadossomático. Essa mesma relação, no entanto, foi significativamente positiva nos *S. herzbergii* de abril de 2012 do ERJ, nos quais a correlação positiva entre IHS e IGS também foi estatisticamente diferente (TABELA 8).

Tabela 7 - Matriz de correlação de Spearman entre o fator de condição (K) e os índices gonadossomático (IGS) e hepatossomático (IHS) dos bagres coletados no estuário do rio Pacoti, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e setembro de 2012

	ERP <i>S. herzbergii</i>														
	jun11			set11			fev12			mai12			set12		
	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS
K	1	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-
IGS	-	1	-	0,21 <i>0,645</i> (7)	1	-	-0,74* <i>0,004</i> (13)	1	-	0,15 <i>0,587</i> (16)	1	-	-0,22 <i>0,519</i> (11)	1	-
IHS	-0,50 <i>0,667</i> (3)	-	1	0,15 <i>0,401</i> (9)	-0,64 <i>0,119</i> (7)	1	0,25 <i>0,259</i> (22)	0,19 <i>0,517</i> (13)	1	-0,03 <i>0,137</i> (16)	-0,39 <i>0,137</i> (16)	1	0,05 <i>0,874</i> (11)	0,15 <i>0,65</i> (11)	1

Fonte: Autora. Legenda: $p < 0,005$; valor de p em *itálico*; (n); *diferença significativa.

Tabela 8 - Matriz de correlação de Spearman entre o fator de condição (K) e os índices gonadossomático (IGS) e hepatossomático (IHS) dos bagres coletados no estuário do rio Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre dezembro de 2011 e novembro de 2012

ERJ <i>S. herzbergii</i>									
dez11			abr12				nov12		
	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS	K	IGS	IHS
K	1	-	-	1	-	-	1	-	-
IGS	0,33 <i>0,2464</i> (14)	1	-	<i>0,56*</i> <i>0,0235</i> (16)	1	-	0,25 <i>0,5887</i> (7)	1	-
IHS	0,39 <i>0,1640</i> (14)	-0,09 <i>0,7593</i> (14)	1	0,44 <i>0,0871</i> (16)	<i>0,69*</i> <i>0,0030</i> (16)	1	0,57 <i>0,1802</i> (7)	0,32 <i>0,4821</i> (7)	1

Fonte: Autora. Legenda: $p < 0,005$; valor de p em *itálico*; (n); *diferença significativa.

3.3 Biomarcadores

3.3.1 Biomarcadores bioquímicos

Os biomarcadores bioquímicos exibiram atividades bastante variáveis (FIGURA 15). Na AChE, EROD e LPO-hepática ocorreram variações entre os anos. A atividade da AChE foi menor nos animais coletados em 2012, quando comparados aos de 2011, enquanto EROD e LPO-hepático tenderam a ser menores nas amostras de 2011 (FIGURA 15A, B e C).

As maiores leituras da atividade da AChE foram em *S. herzbergii* de dezembro de 2011 do ERJ ($12,7 \pm 20$ $\mu\text{mol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$; $n= 13$) e de setembro de 2011 do ERP ($11,4 \pm 12,3$ $\mu\text{mol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$; $n= 7$). Em *S. parkeri* de julho de 2011 do ERC foram medidos $9,2 \pm 6,5$ $\mu\text{mol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$ ($n= 5$) e em *S. herzbergii* de junho de 2011 do ERP, $4,7 \pm 1,9$ $\mu\text{mol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$ ($n= 3$). No peixes das demais coletadas do ERP e do ERJ, as médias da AChE medidas variaram de $0,01 \pm 0,03$ a $0,28 \pm 0,55$ $\mu\text{mol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$ (FIGURA 15A).

Entre os animais coletados, a EROD mais expressiva foi em *S. herzbergii* de fevereiro de 2012 do ERP ($3,75 \pm 8,24$ $\text{pmol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$; $n= 18$). Nas demais coletas no ERP, a variação foi de $0,0 \pm 0,0$ a $0,69 \pm 0,54$ $\text{pmol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$. No ERJ, de $0,08 \pm 0,13$ a $0,53 \pm 0,49$ $\text{pmol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$. No ERC, *S. parkeri* de julho de 2011 teve $0,01 \pm 0,02$ $\text{pmol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$ ($n= 5$) de atividade da EROD enquanto *S. proops* de janeiro de 2012, $0,20 \pm 0,28$ $\text{pmol de DTNB}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg prot}^{-1}$ ($n= 6$) (FIGURA 15B).

Os níveis de LPO mostram comportamento alternado nos dois órgãos analisados: os maiores valores observados no fígado corresponderam aos menores observados nas

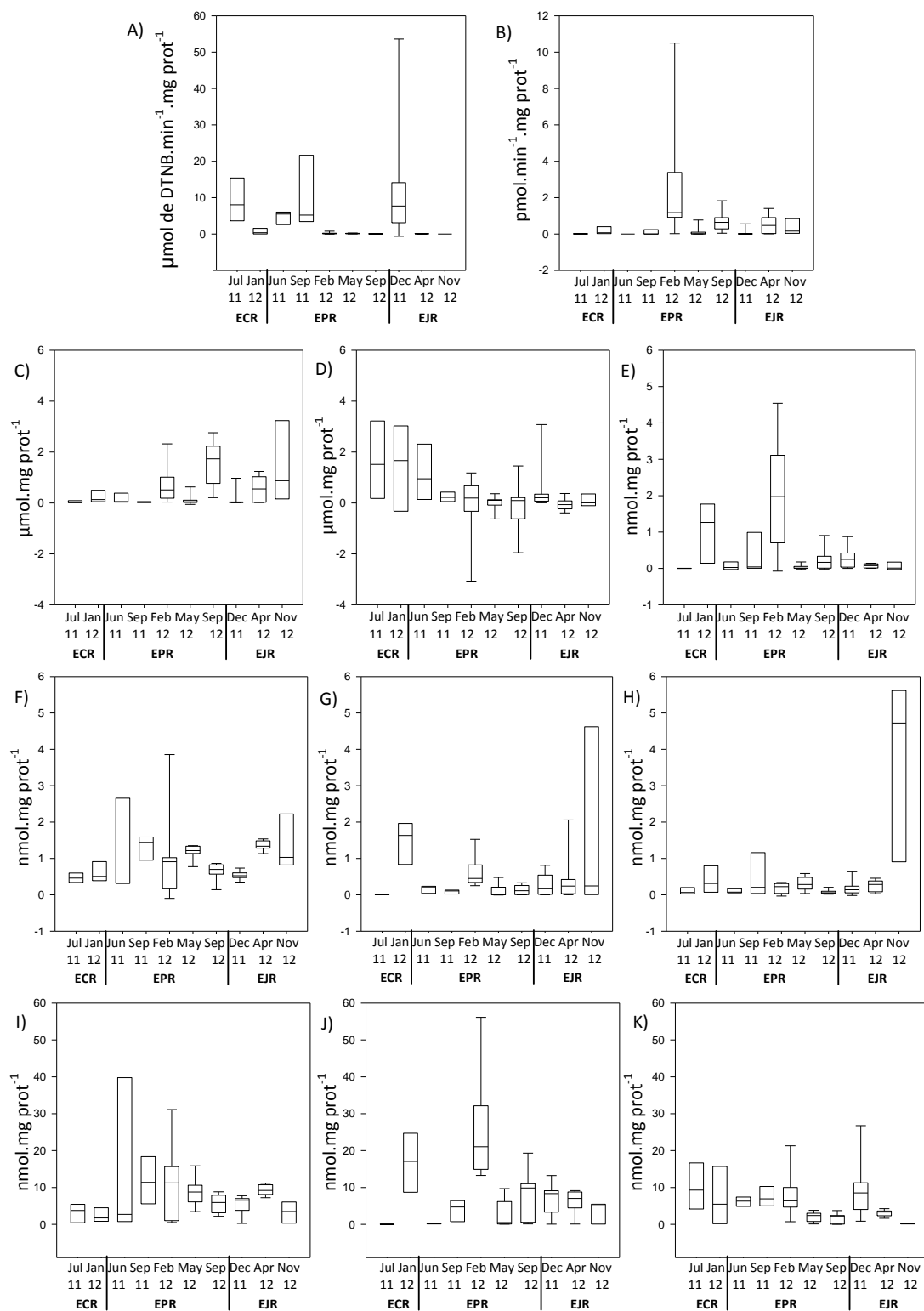
brânquias e vice-versa (FIGURA 15C e D). No fígado, a LPO foi maior em setembro de 2012 do ERP ($1,58 \pm 0,83 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$; n= 11, *S. herzbergii*), novembro de 2012 do ERJ ($1,45 \pm 1,72 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$; n= 7, *S. herzbergii*) e em fevereiro de 2012 do ERP ($0,87 \pm 1,35 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$; n= 18, *S. herzbergii*). Nos demais animais as médias de LPO hepática ficaram entre $0,04 \pm 0,04$ e $0,56 \pm 0,49 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$ (FIGURA 15C). Nas brânquias, as maiores médias ocorreram nos bagres de ERC, sendo $1,66 \pm 1,71 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$ (n= 5, *S. parkeri*) em julho de 2011 e $1,21 \pm 2,93 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$ (n= 6, *S. proops*) em janeiro de 2012, e de junho de 2011 do ERP ($1,13 \pm 1,10 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$; n= 3, *S. herzbergii*). Nas demais coletas, *S. herzbergii* tiveram baixas médias de LPO branquial (entre $0,14 \pm 0,35$ e $0,56 \pm 1,26 \mu\text{mol.mg prot}^{-1}$), chegando à inibição (atividade nula) em fevereiro, maio e setembro de 2012 no ERP e abril de 2012 no ERJ (FIGURA 15D).

Em geral, todos os peixes exibiram pouca atividade da GST, a qual foi maior nas brânquias (FIGURA 15F) em relação à atividade no fígado (FIGURA 15E). As maiores medidas de GST hepática foram $2,3 \pm 2,63 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$ no ERP (*S. herzbergii*, fevereiro de 2012, n= 18) e $1,12 \pm 0,9 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$ no ERC (*S. proops*, janeiro de 2012, n= 6). Nos demais animais variaram de $2 \times 10^{-3} \pm 2 \times 10^{-3}$ a $0,44 \pm 0,54 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$ (FIGURA 15E). Nas brânquias, as atividades de GST mais expressivas foram $4,39 \pm 8,76 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$ (*S. herzbergii*, novembro de 2012, n= 7) e $2,51 \pm 3,71 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$ (*S. herzbergii*, setembro de 2011, n= 7) (FIGURA 15F).

As maiores leituras da atividade da GR foram em *S. herzbergii* coletados em novembro de 2012 no ERJ (n= 7), analisadas tanto no fígado ($2,18 \pm 2,76 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$) quanto nas brânquias ($4,64 \pm 3,4 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$) dos animais (FIGURA 15G e H), e no fígado de *S. proops* de janeiro de 2012 do ERC ($1,44 \pm 0,8 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$, n= 6) (FIGURA 15G).

As atividades da GPX foram mais expressivas nas brânquias e fígados dos indivíduos de ERP (respectivamente de $5,58 \pm 2,45$ a $25,7 \pm 41,42 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$ e entre $2,94 \pm 3,85$ e $30,07 \pm 30,86 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$) (FIGURA 15I e J), seguida da GPX hepática em *S. proops* de janeiro de 2012 do ERC ($17,02 \pm 11,63 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$, n= 6) e tendendo à inibição da atividade, neste órgão, em *S. parkeri* de julho de 2011 do ERC ($0,01 \pm 0,02 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$, n= 5), *S. herzbergii* de junho de 2011 do ERP ($0,16 \pm 0,06 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$, n= 3) (FIGURA 15J) e no músculo de *S. herzbergii* de novembro de 2012 do ERJ ($0,51 \pm 1 \text{ nmol.mg prot}^{-1}$, n=7) (FIGURA 15K).

Figura 15 – Biomarcadores bioquímicos dos bagres dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) AChE muscular. B) EROD hepática. C) LPO hepática. D) LPO branquial. E) GST hepática. F) GST branquial. G) GR hepática. H) GR branquial. I) GPX branquial. J) GPX hepática. K) GPX muscular



Fonte: Autora.

3.3.2 Biomarcadores histológicos

Os biomarcadores histológicos evidenciaram que os rins nas três espécies de bagres exibiram maior ocorrência de danos (Valor médio de alteração – VMA) que os demais órgãos analisados (FIGURA 16C), seguidos pela ocorrência de alterações nos fígados (FIGURA 16B) e nas brânquias (FIGURA 16A). No ERC, *S. parkeri* de julho de 2011 apresentou a menor frequência de alterações branquiais (FIGURA 16A) e *S. proops* de janeiro de 2012 a maior frequência de lesões renais (FIGURA 16C).

Segundo a escala de severidade das médias das lesões histológicas (TABELA 4), o IAH (Índice de alteração histológica) das brânquias de todos os animais foi abaixo de 10 indicando funcionamento normal do órgão (FIGURA 16D). No fígado, os animais coletados em fevereiro e maio de 2012 no ERP tiveram lesões entre leve e moderadas (respectivamente $15,8 \pm 27,2$ e $10,8 \pm 9,2$) e os bagres do ERJ de dezembro de 2011 e novembro de 2012 apresentaram lesões entre moderadas e severas (respectivamente $26 \pm 38,9$ e $35,6 \pm 53,9$) (FIGURA 16E).

Nos rins, as alterações mais severas foram observadas nos rins de *S. proops* do ERC de janeiro de 2012 ($93 \pm 12,3$), próximo valor limite (> 100) que classifica as lesões como causadoras de danos irreparáveis ao órgão, comprometendo o correto desempenho de suas funções, neste caso as funções renais. Em seguida, *S. herzbergii* do ERJ (Abr/2012: $31,1 \pm 26,7$; Nov/2012: $38,7 \pm 11,4$); *S. herzbergii* do ERP (Fev/2012: $31,9 \pm 9,7$; Mai/2012: $40,5 \pm 16,9$; Set/2012: $25,4 \pm 13$); e *S. parkeri* do ERC (Jul/2011: $34,2 \pm 12,3$) exibiram IAH médio entre 21 e 50, responsáveis por alterações entre moderadas e severas no órgão (TABELA 4). Lesões entre leves e moderadas nos rins ocorreram em *S. herzbergii* do ERP (Jun/2011: $19,3 \pm 6,4$; Set/2011: $17,4 \pm 5,5$) e do ERJ (Dez/2011: $17,2 \pm 11,3$) (FIGURA 16F).

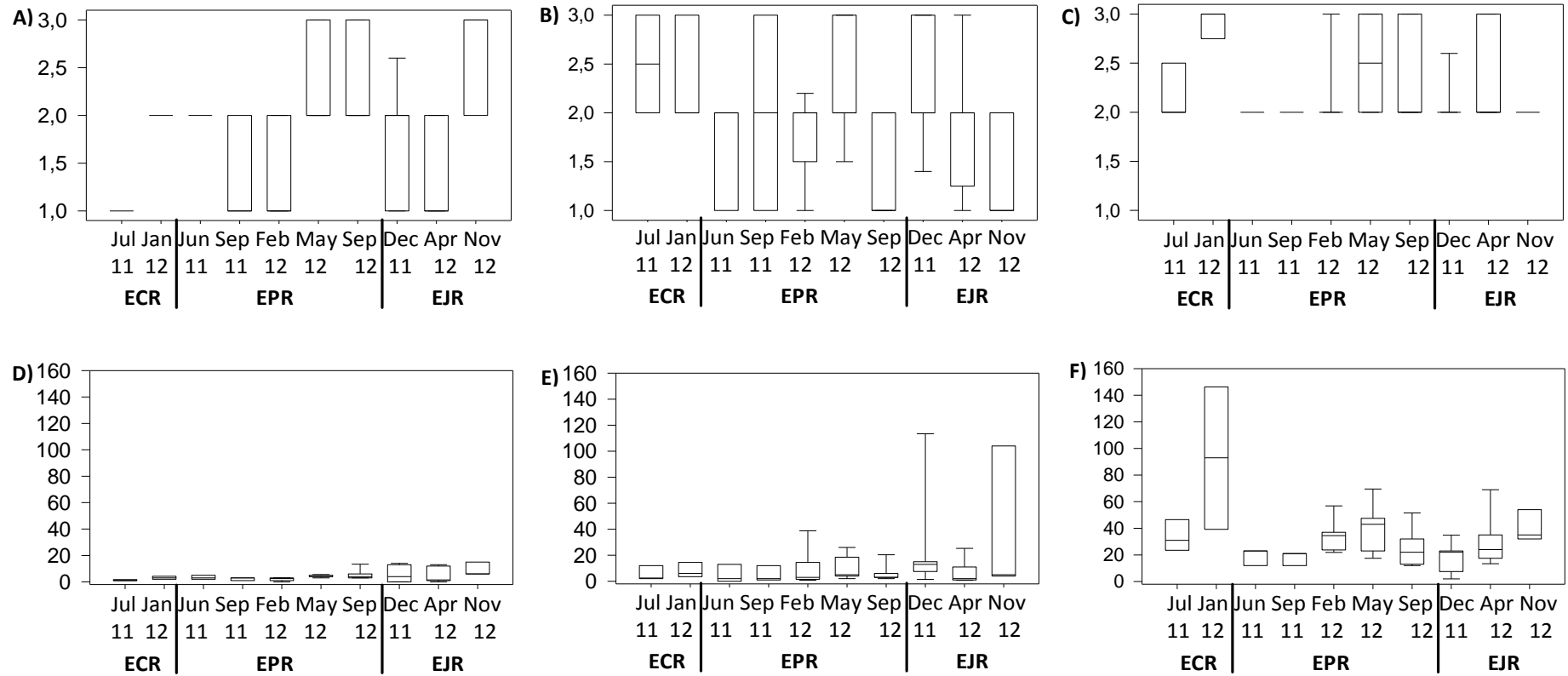
Entre as alterações branquiais mais frequentes estão desarranjo lamelar, elevação das células epiteliais, hiperplasia das células epiteliais e hiperplasia com fusão lamelar, pertencentes ao estágio I, e aneurima lamelar, do estágio II (FIGURA 17). A lesão mais grave encontrada (estágio III) foi necrose focal em 25% dos bagres de julho de 2011 do ERC (TABELA 9).

No fígado, foram frequentes alterações nucleares como hipertrofia nuclear, núcleo na periferia da célula, deformação do contorno nuclear, pleomorfismo nuclear e atrofia nuclear, além de vacuolização citoplasmática e atrofia celular, todas de estágio I. Núcleos picnóticos e degeneração citoplasmática estão entre as alterações de estágio II mais frequentes

observadas (FIGURA 18). Quanto aos danos irreversíveis (estágio III), a presença de nódulo tumoral ocorreu em 29 % dos peixes de novembro de 2012 do ERJ e necrose focal apareceu em 15% dos animais de dezembro de 2011 do ERJ e 6 % de fevereiro de 2012 do ERP (TABELA 10).

As alterações renais de estágio I mais frequentes foram túbulos em regeneração, aumento do volume glomerular, atrofia do glomérulo, hipertrofia nuclear e vacuolização celular (FIGURA 19.2). O rim foi o órgão com maior ocorrência de alterações de estágio II, dentre as quais redução do espaço de Bowman, degeneração tubular, oclusão da luz tubular, aumento do espaço de Bowman, fibrose e hemorragia (FIGURAS 19.1 e 19.2). No estágio III, 6% de *S. herzbergii* de fevereiro de 2012 do ERP e de abril de 2012 do ERJ apresentaram necrose focal (TABELA 11; FIGURAS 19.1G e 19.1H).

Figura 16 – Biomarcadores histológicos de bagres dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012 quanto à ocorrência (Valor médio de alteração - VMA) e à intensidade (Índice de alteração histológico - IAH) de alterações. A) VMA branquial. B) VMA hepático. C) VMA renal. D) IAH branquial. E) IAH hepático. F) IAH renal



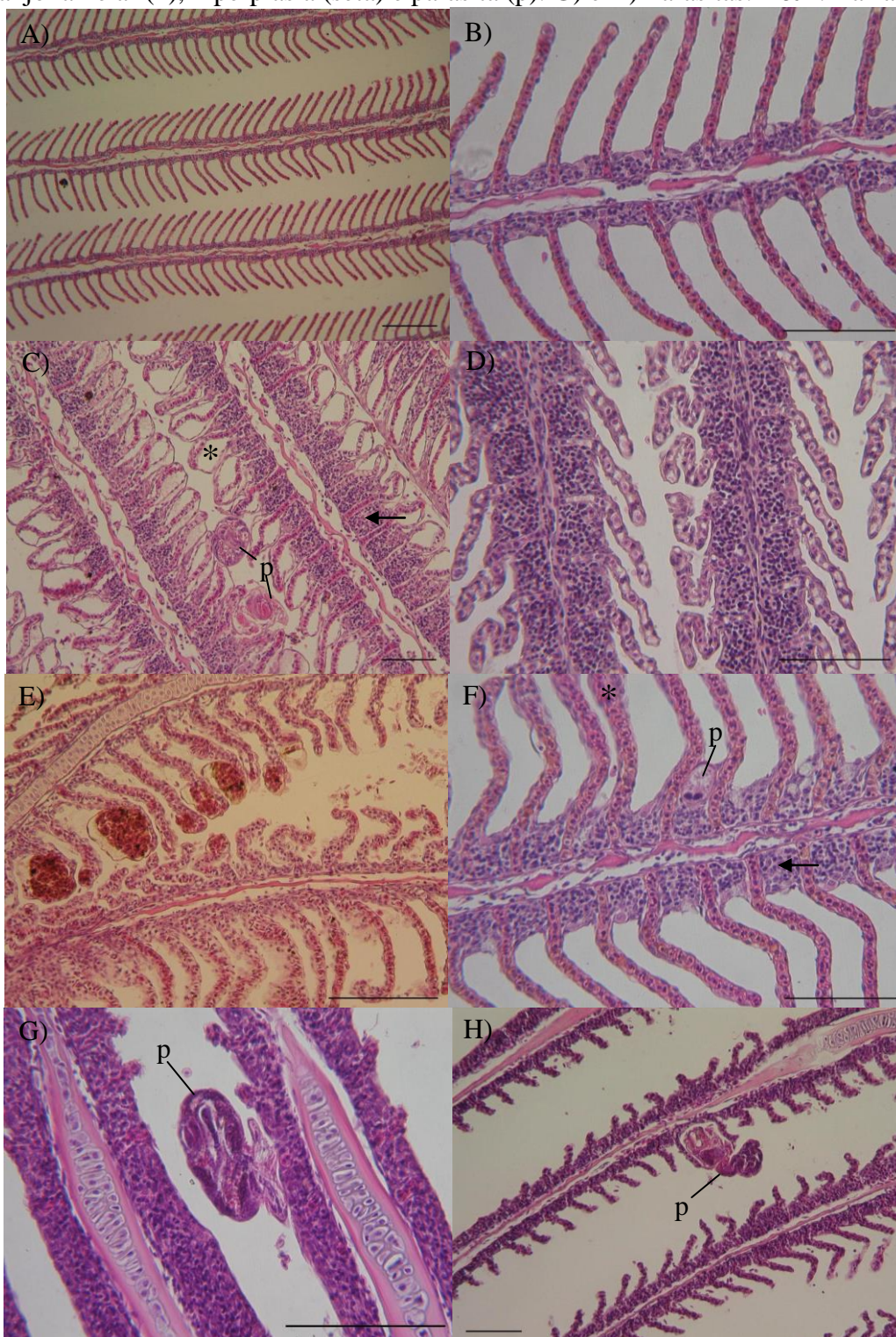
Fonte: Autora.

Tabela 9 – Frequência de alterações histológicas observadas nas brânquias dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012

	ESTÁGIO	ALTERAÇÃO	ERC		ERP				ERJ				
			jun/11	set/11	fev/12	mai/12	set/12	dez/11	abr/12	nov/12			
BRÂNQUIA	I	Congestão vascular	33	14	6	7	9		13	29			
		Constricção do seio lamelar sanguíneo		71	11	21	45	46	13	71			
		Desarranjo lamelar	100	100	33		56	93	100	46	75	100	
		Dilatação do canal marginal		17	33				8				
		Dilatação do seio lamelar sanguíneo		33	33		7	27					
		Elevação das células epiteliais			33	29	22	79	100		6	71	
		Encurtamento das lamelas										14	
		Fusão de parte da lamela secundária				14	11	7					
		Fusão de várias lamelas secundárias								8			
		Hiperplasia das células epiteliais			67		44	86	73	23	31	86	
		Hiperplasia celular com fusão lamelar			67	67	14	33	36	64	31		71
		Hipertrofia do epitélio respiratório			17	33	43				15		
		Presença de parasitas		25				28	64	27	15	6	14
		Infecção por bactéria											86
		Proliferação de células de cloreto									8		
	Proliferação de células de muco				33					15			
	II	Aneurisma lamelar		25			14			38	38	14	
		Rompimento de células pilares							9			14	
	III	Ruptura do epitélio lamelar		25									
		Necrose focal		25									

Fonte: Autora. Legenda: 0% (branco) → 100% (vermelho).

Figura 17 – Fotomicrografia das brânquias dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Filamentos branquiais sem alterações. B) Lamelas branquiais normais. C) Elevação epitelial (*), hiperplasia (seta) e parasitas (p). D) Hiperplasia das células epiteliais. E) Aneurismas. F) Desarranjo lamelar (*), hiperplasia (seta) e parasita (p). G) e H) Parasitas. H&E. Barra 100µm



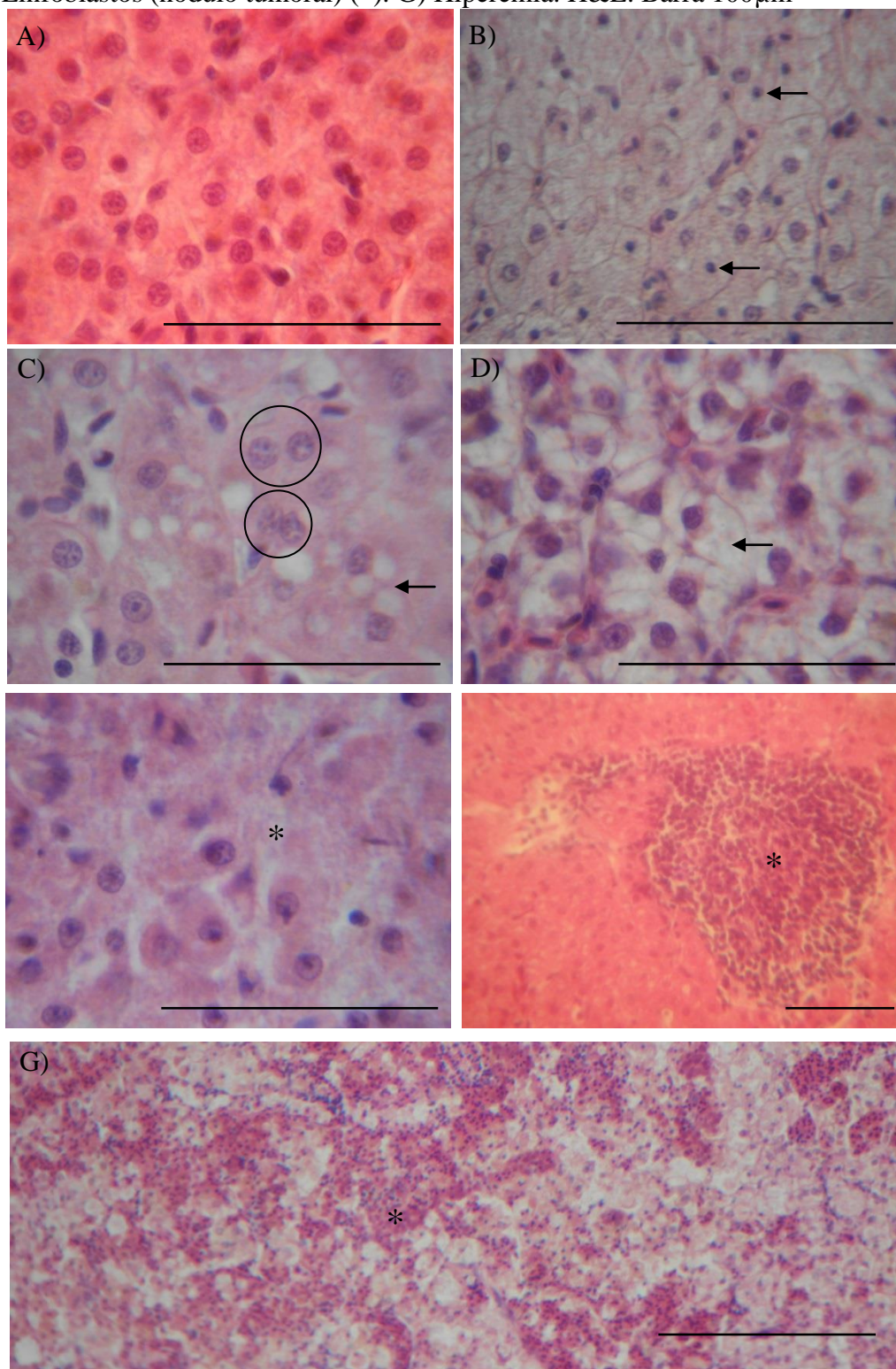
Fonte: Autora.

Tabela 10 - Frequência de alterações histológicas observadas no fígado dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012

ESTÁGIO	ALTERAÇÃO	ERC			ERP			ERJ			
		jun/11	set/11	dez/11	abr/12	nov/12	jun/11	set/11	dez/11	abr/12	nov/12
I	Atrofia celular	25	60	14	24	29	69	19			
	Atrofia nuclear		80		29	50	45			100	
	Deformação do contorno celular	25					8				
	Deformação do contorno nuclear	25	100			57	45	15		43	
	Hipertrofia celular	25				29					
	Hipertrofia nuclear	100		67	43	82	71	73	54	88	86
	Núcleo na periferia da célula	50	40	33	57	18	93	91	69	13	71
	Pleomorfismo nuclear		80			65	57	82	23	19	57
	Vacuolização citoplasmática	50	80	67	29	12	50	27	62		57
	Degeneração citoplasmática		40			12	7	9	23	13	14
II	Degeneração nuclear								31		
	Hiperemia					36				6	
	Núcleos picnóticos			33	43	35	7		54	6	
	Rompimento celular							9			
	Vacuolização nuclear	25					14			14	
III	Necrose focal					6		15			
	Nódulo tumoral									29	

Fonte: Autora. Legenda: 0% (branco) → 100% (vermelho).

Figura 18 – Fotomicrografia do fígado dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A). Aspecto normal dos hepatócitos. B) Núcleos picnóticos (setas). C) Vacuolização (seta) e núcleos na periferia da célula (círculos). D) Vacuolização intensa (seta). E) Degeneração citoplasmática (*). F) Linfoblastos (nódulo tumoral) (*). G) Hiperemia. H&E. Barra 100µm



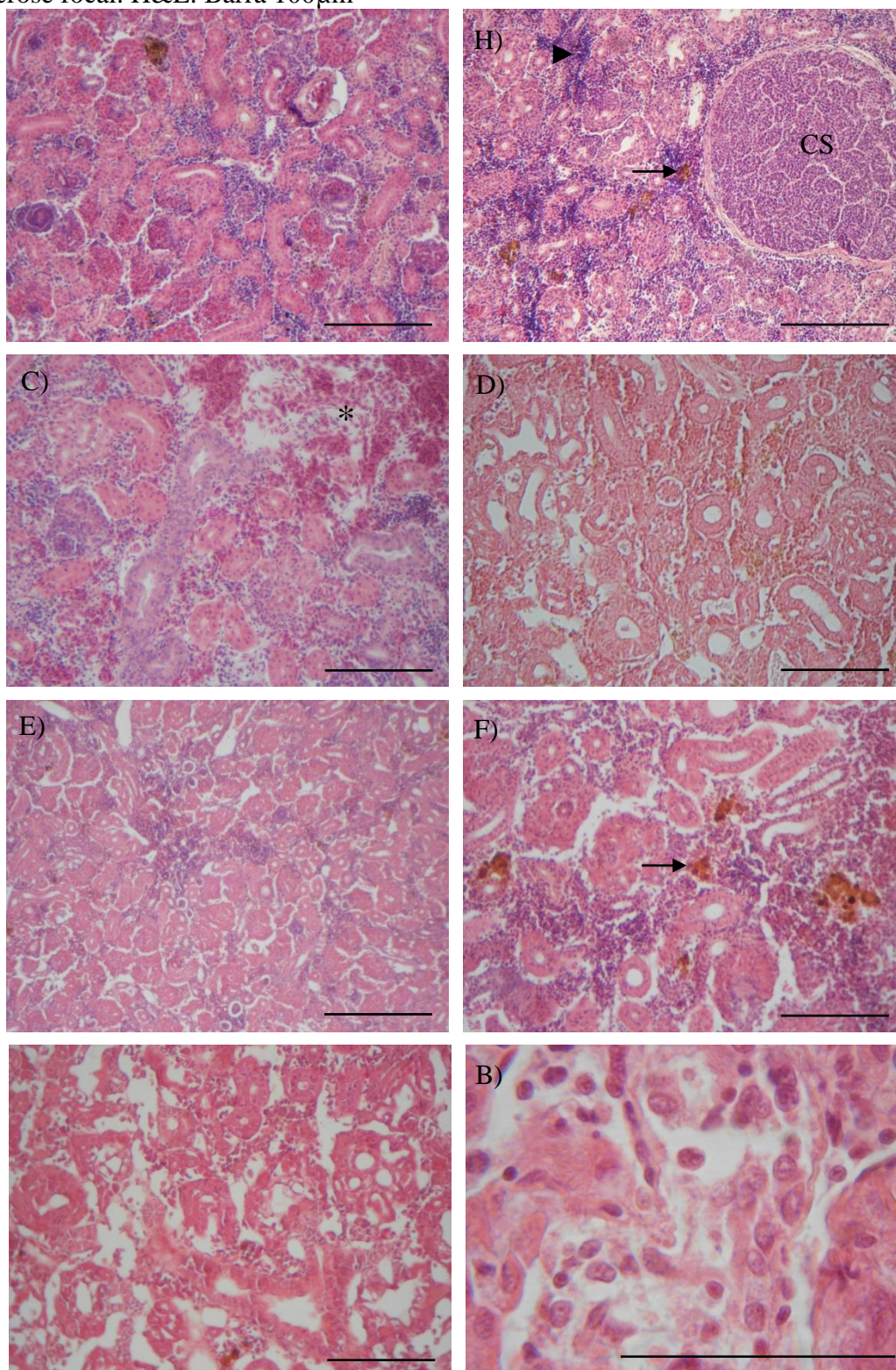
Fonte: Autora.

Tabela 11 – Frequência de alterações histológicas observadas nos rins dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012

ESTÁGIO	ALTERAÇÃO	ERC			ERP			ERJ			
		jul/11	jan/12	jun/11	set/11	fev/12	mai/12	set/12	dez/11	abr/12	nov/12
I	Atrofia do glomérulo	20		67		39	50	27	46	63	86
	Aumento do volume glomerular	40				67	64	91	69	50	100
	Degeneração granular			33		33				50	
	Degeneração hialina					6				6	
	Dilatação dos capilares do glomérulo					22	43	18		6	
	Centros de melanomacrófagos				29					6	
	Espessamento do endotélio capilar glomerular					22				6	
	Estreitamento da luz tubular	40	17			11	21				57
	Hipertrofia celular	20	17		29	17			8	13	
	Hipertrofia nuclear	20	50	67	14	50	7	18	15	50	29
	Hiperplasia das células hematopoiéticas		17				29		8	6	
	Túbulos em regeneração	80	100	100	100	100	100	100	100	94	100
	Vacuolização celular		67			44	21	9		81	86
	II	Atrofia tubular		17				7	36		
Aumento do espaço de Bowman		60		33		6	57	9	15		71
Degeneração nuclear			17			6				6	
Degeneração tubular		60	83		86	83	71	73	46	100	100
Fibrose		20	100		14		21		15		
Hemorragia			50			6	21	18	15		
Nefrose							21				
Núcleos picnóticos		20									
Oclusão da luz tubular		80	33	67		61	36	55	8	19	71
Redução do espaço de Bowman		80	83	67	29	94	64	27	54	75	43
Rompimento celular						11					
Vacuolização do parênquima			17				43				29
Vacuolização nuclear					14	11	7			6	14
III		Necrose focal					6				6

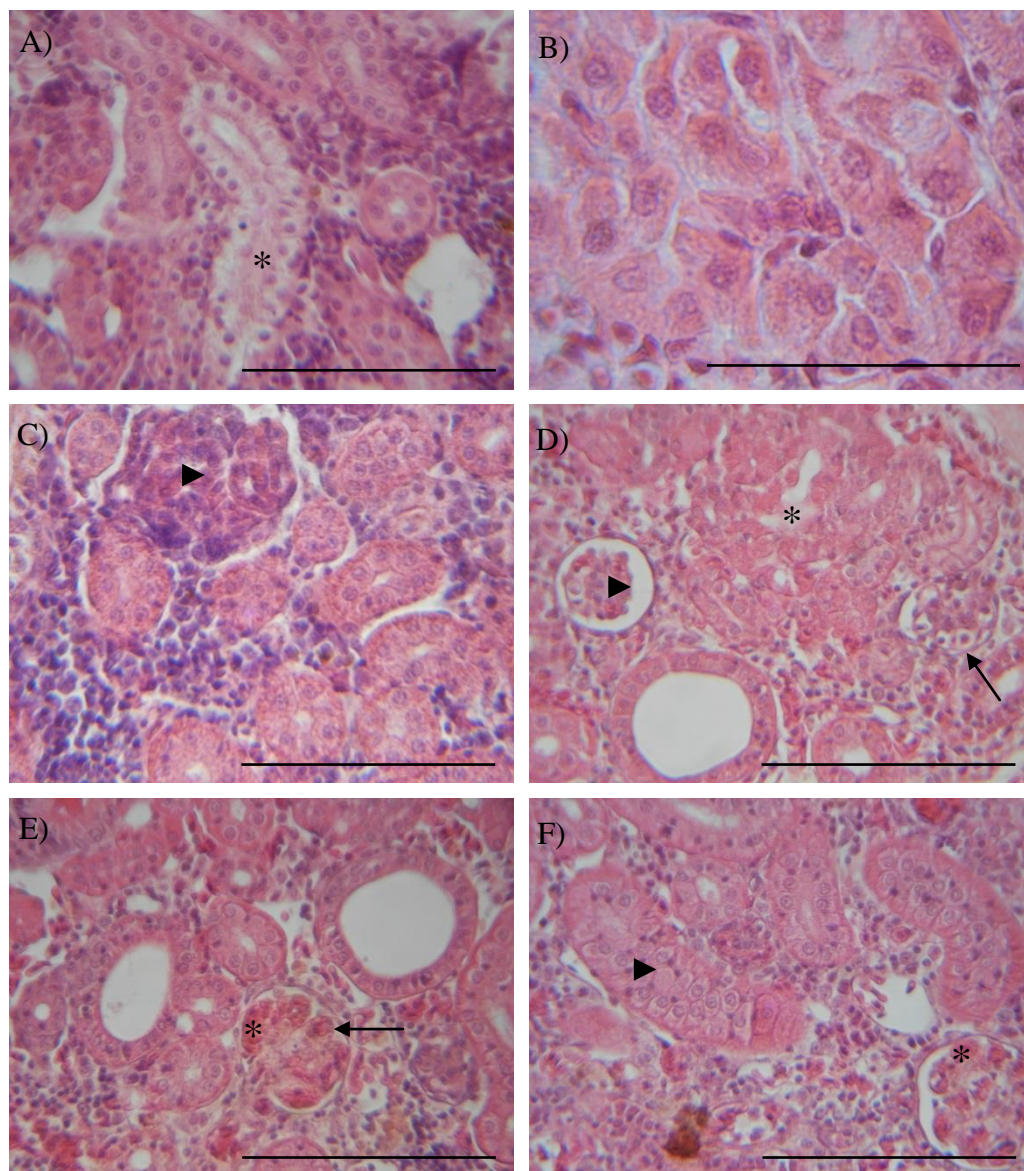
Fonte: Autora. Legenda: 0% (branco) → 100% (vermelho)..

Figura 19.1 – Fotomicrografia dos rins dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) aspecto geral do rim sem alterações. B) Corpúsculo de Stannius (CS), grânulos de melanina (seta) e células hematopoiéticas (cabeça de seta). C) Hemorragia (*). D) Nefrose. E) Vacuolização do parênquima. F) Vacuolização do parênquima e grânulos de melanina (seta). G) Necrose total. H) Necrose focal. H&E. Barra 100µm



Fonte: Autora.

Figura 19.2 – Fotomicrografia dos rins dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Degeneração granular (*). B) Degeneração hialina. C) Túbulos em regeneração (cabeça de seta). D) Degeneração tubular (*), redução (seta) e aumento (cabeça de seta) do espaço de Bowman. E) Dilatação dos capilares do glomérulo (*) com redução do espaço de Bowman (seta). F) Oclusão da luz tubular (cabeça de seta) e dilatação dos capilares do glomérulo (*) com redução do espaço de Bowman

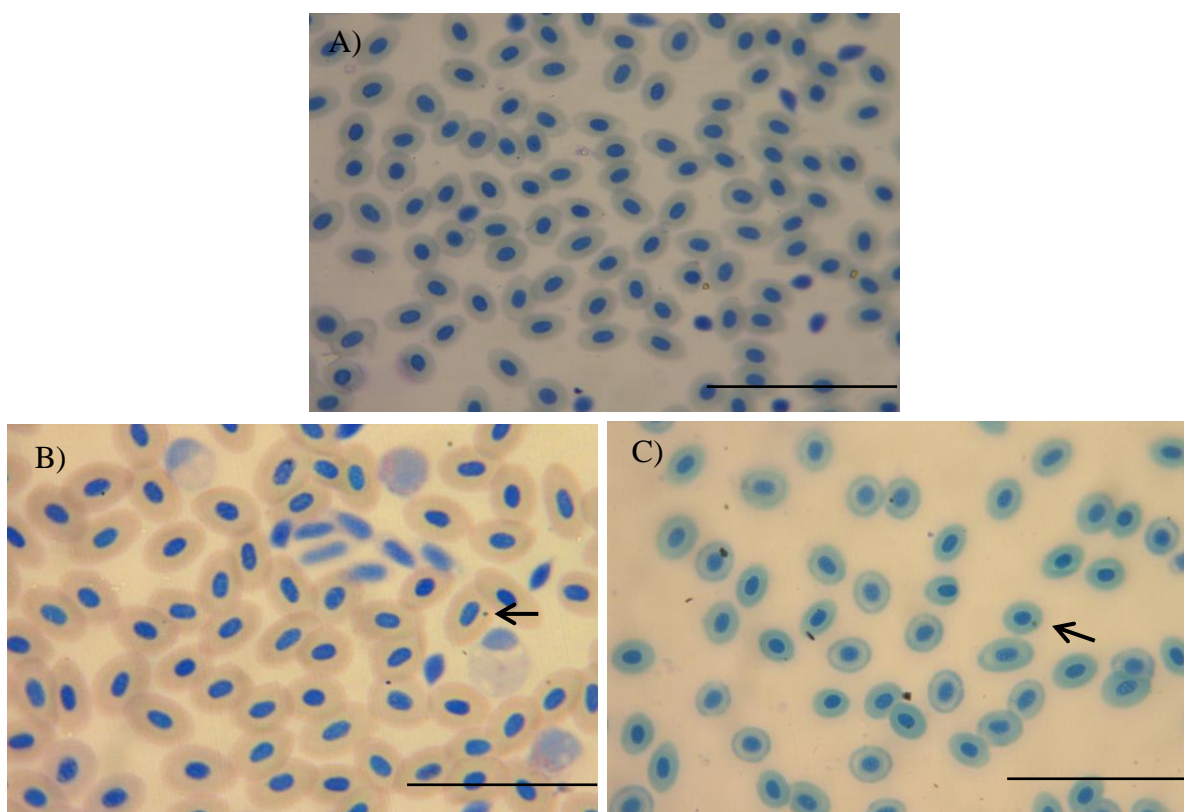


Fonte: Autora.

3.3.3 Biomarcador genético

Os micronúcleos (MN), fragmentos cromossômicos ou cromossomos completos não incorporados nos núcleos principais das células filhas, foram mostrados na figura 20.

Figura 20 - Fotomicrografia de eritrócitos do sangue periférico dos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Células normais. B) e C) Micronúcleo nas células (seta). Barra horizontal = 5µm



Fonte: Autora.

Em geral, apesar das variações de tamanho dos animais, as três espécies analisadas apresentaram baixas frequências tanto de micronúcleos (MN) quanto de alterações morfológicas nucleares (AN), não diferindo estatisticamente entre as coletas e nem entre as espécies. *S. herzbergii* coletados em setembro de 2011 e fevereiro de 2012 no ERP e em abril de 2012 no ERJ apresentaram apenas AN e nenhum MN nas células sanguíneas. Em *S. parkerii* de julho de 2011 do ERC e *S. herzbergii* de junho de 2011 do ERP não foram observadas nenhuma das alterações analisadas. A maior média de MN ocorreu em *S. prooops* de janeiro de 2012 do ERC, seguido dos peixes de setembro de 2012 do ERP e de novembro

de 2012 do ERJ. No entanto, considerando-se a soma das alterações observadas os animais de setembro de 2012 do ERP superaram os do ERC (TABELA 12).

Tabela 12 - Frequência de micronúcleos (MN) e alterações morfológicas nucleares (AN) no sangue periférico de bagres dos estuários dos rios Ceará (ERC), Jaguaribe (ERJ) e Pacoti (ERP) coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012, Ceará, Brasil. (Média \pm Desvio padrão)

Local	Coleta	Espécie	n	MN (2000 células)	AN (2000 células)	MN+AN (2000 células)
ERC	jul11	<i>Sciades parkeri</i>	5	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	jan12	<i>Sciades proops</i>	5	1 \pm 1,73	0 \pm 0	1 \pm 1,73
ERP	jun11	<i>Sciades herzbergii</i>	3	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	set11	<i>Sciades herzbergii</i>	7	0 \pm 0	0,29 \pm 0,49	0,29 \pm 0,49
	fev12	<i>Sciades herzbergii</i>	13	0 \pm 0	0,33 \pm 0,65	0,33 \pm 0,65
	mai12	<i>Sciades herzbergii</i>	14	0,07 \pm 0,27	0,07 \pm 0,27	0,14 \pm 0,36
	set12	<i>Sciades herzbergii</i>	11	0,91 \pm 1,64	0,45 \pm 1,51	1,36 \pm 2,46
	Total	<i>Sciades herzbergii</i>	48	0,23 \pm 0,86	0,25 \pm 0,81	0,48 \pm 1,3
	dez11	<i>Sciades herzbergii</i>	12	0,25 \pm 0,87	0 \pm 0	0,25 \pm 0,87
ERJ	Abr12	<i>Sciades herzbergii</i>	15	0 \pm 0	0,13 \pm 0,35	0,13 \pm 0,35
	nov12	<i>Sciades herzbergii</i>	7	0,43 \pm 0,79	0,14 \pm 0,38	0,57 \pm 0,79
	Total	<i>Sciades herzbergii</i>	34	0,18 \pm 0,63	0,09 \pm 0,29	0,26 \pm 0,67

Fonte: Autora.

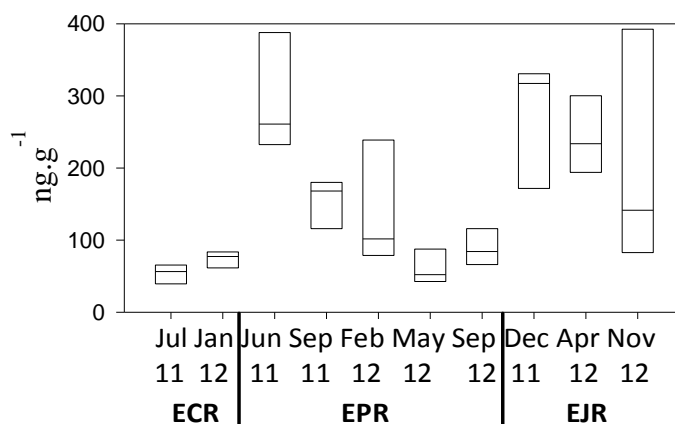
3.4 Quantificação de mercúrio

3.4.1 Bioacumulação

As concentrações de mercúrio medidas nos tecidos musculares dos bagres foram maiores em *S. herzbergii* do ERP e do ERJ, especialmente nos peixes coletados em junho de 2011 ($293,8 \pm 82,7 \text{ ng.g}^{-1}$, n=3) e dezembro de 2011 ($273,2 \pm 88,2 \text{ ng.g}^{-1}$, n=3). No ERJ, os peixes de abril de 2012 ($244,4 \pm 56,5 \text{ ng.g}^{-1}$, n=5) e novembro de 2012 ($218,4 \pm 167,3 \text{ ng.g}^{-1}$, n=5) estão entre os bagres que apresentaram as maiores concentrações observadas, seguidos pelos animais de setembro de 2011 ($152,0 \pm 42,6 \text{ ng.g}^{-1}$, n=5) e fevereiro de 2012 ($139,8 \pm 86,5 \text{ ng.g}^{-1}$, n=3) do ERP (FIGURA 21).

As menores concentrações foram verificadas em *S. parkeri* de julho de 2011 do ERC ($53,8 \pm 14,0 \text{ ng.g}^{-1}$, n=4), *S. herzbergii* de maio de 2012 do ERP ($62,5 \pm 30,9 \text{ ng.g}^{-1}$, n=5), *S. proops* de janeiro de 2012 do ERC ($73,5 \pm 15,4 \text{ ng.g}^{-1}$, n=5) e *S. herzbergii* de setembro de 2012 do ERP ($88,8 \pm 26,4 \text{ ng.g}^{-1}$, n=4) (FIGURA 21).

Figura 21 – Bioacumulação de mercúrio no músculo de bagres dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012



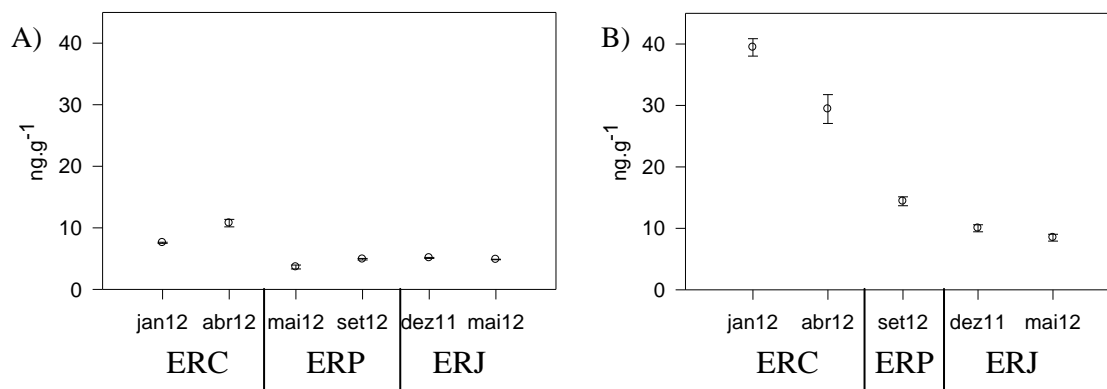
Fonte: Autora. Valor de referência: Hg: 500 ng.g⁻¹ (Portaria n° 685/1998 da ANVISA).

3.4.2 Análise do sedimento

Nas análises do sedimento total, as quantidades medidas de mercúrio variaram de 3,6 a 10,8 ng.g⁻¹, sendo 3,6 ng.g⁻¹ em maio de 2012 e 4,9 ng.g⁻¹ em setembro de 2012 no ERP; 4,9 e 5,1 ng.g⁻¹, respectivamente, em dezembro de 2011 e abril de 2012 no ERJ; e 7,6 ng.g⁻¹ em janeiro de 2012 e 10,8 ng.g⁻¹ em abril de 2012, ambos no ERC (FIGURA 22A).

As frações finas do sedimento (< 230) detiveram as maiores concentrações de mercúrio detectadas. Os maiores níveis foram verificados no ERC nas amostras de janeiro de 2012 (39,4 ± 1,4 ng.g⁻¹) e abril de 2012 (29,4 ± 2,3 ng.g⁻¹). No ERP apenas as amostras de setembro de 2012 tiveram quantidade suficiente para a análise, sendo obtidos 14,4 ± 0,7 ng.g⁻¹ de mercúrio total. No ERJ, as frações finas do sedimento apresentaram 8,5 ± 0,6 ng.g⁻¹ em dezembro de 2011 e 10 ± 0,6 ng.g⁻¹ em abril de 2012 (FIGURA 22B).

Figura 22 – Quantificação de mercúrio em sedimentos dos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012. A) Fração total. B) Sedimentos finos (< 230)



Fonte: Autora. Valor de referência: Hg: 300 ng.g⁻¹ (Nível 1) - 1000 ng.g⁻¹ (Nível 2) (CONAMA n° 454/2012) (ANEXO C).

3.5 Integração das Linhas de Evidência (LOEs)

O uso integrado de biomarcadores e bioacumulação de contaminantes em tecidos são poderosas ferramentas para detectar e avaliar a exposição a contaminantes ambientais e os efeitos associados (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

A tabela 13 resume os resultados das linhas de evidência aqui investigadas, fornecendo a somatória dos efeitos significativos avaliados nos três estuários do Ceará. Os dados químicos e ecotoxicológicos revelaram que os bagres dos três estuários exibiram nível de estresse, demonstrado pelos múltiplos efeitos em todos os locais e períodos de amostragem, sendo, em ordem decrescente, associados à *S. proops* do ERC (8 efeitos significativos), *S. herzbergii* do ERJ (6 efeitos significativos em novembro de 2012; 4 em abril de 2012 e 3 dezembro de 2011), *S. herzbergii* do ERP (5 efeitos significativos em fevereiro de 2012; 3 em maio de 2012; 2 em setembro de 2011 e 2012; 1 em junho de 2011) e *S. parkeri* do ERC (2 efeitos significativos em julho de 2011).

Tabela 13 – Matriz de decisão para integração qualitativa das múltiplas linhas de evidência (LOEs) analisadas em bagres e sedimentos dos estuários dos rios Ceará (ECR), Pacoti (EPR) e Jaguaribe (EJR), Ceará, Brasil, coletados entre junho de 2011 e novembro de 2012

LOEs		Espécies	ERC		ERP				ERJ			
			<i>S. parkeri</i>	<i>S. proops</i>	<i>S. herzbergii</i>				<i>S. herzbergii</i>			
			Jul 11	Jan 12	Jun 11	Set 11	Fev 12	Mai 12	Set 12	Dez 11	Abr 12	Nov 12
Índices somáticos	K	X ↑	X ↓	↓	X ↓	X ↓	↓	↓	X ↑	X ↑	X ↑	
	IGS	↓	↓	↑	↓	↓	↓	↓	X ↑	↑	↑	
	IHS	↑	X ↑	↓	↓	↑	X ↑	↓	↓	X ↓	↓	
Dados ecotoxicológicos	Genotóxico	MN + AN	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	
		Histopatológico	VMA	Br	↓	↑	↓	↓	↓	X ↑	X ↑	↓
	Fig			X ↑	X ↑	↓	↑	↓	↑	↓	↓	
	Rim			↑	X ↑	↓	↓	↓	↑	↑	↓	
	IAH	Br	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	
		Fig	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	X ↑	
		Rim	↑	X ↑	↓	↓	↑	↑	↓	↑	↑	
	Bioquímico	AchE-Mus	Fig	↑	↓	↑	↑	X ↓	X ↓	X ↓	↑	X ↓
			Br	↓	↓	↓	↓	X ↑	↑	↑	↓	↑
		LPO	Fig	↓	↓	↓	↓	↑	↑	↑	↓	↑
			Br	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
		GST	Fig	↓	↑	↓	↓	X ↑	↓	↓	↓	↓
			Br	↑	↑	↓	↑	↑	↑	↑	↑	↑
		GR	Fig	↓	X ↑	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↑
			Br	↓	↑	↓	↑	↑	↑	↑	↑	X ↑
GPX		Br	↓	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↑	↑	
		Fig	↓	X ↑	↓	↑	X ↑	↓	↓	↑	↑	
	Mus	↑	↑	↑	↑	↑	↓	↓	↑	↓		
Bioacumulação	[Hg]-Mus	↓	↓	X ↑	X ↑	↑	↓	↑	X ↑	X ↑		
AQ	[Hg]-Sedimento	Total	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓		
		Finos	↓	X ↑	↓	↓	↓	↓	↑	↓	↓	
Σ Efeitos significativos			2	8	1	2	5	3	2	3	4	6

Fonte: Elaborado pela autora. Legenda: ↑ indica o aumento dos valores (em relação à mediana); ↓ indica valores decrescentes (em relação à mediana); X indica significância estatística; K = Fator de condição; IGS = Índice gonadossomático; IHS = Índice hepatossomático; MN = Frequência de micronúcleos; AN = Frequência de alterações morfológicas nucleares; VMA = Valor médio de alteração; IAH = Índice alteração histológica; AchE = Acetilcolinesterase; EROD = Etoxiresorufina-O-dietilase; LPO = Peroxidação lipídica; GST = Glutathiona-S-transferase; GR = Glutathiona-redutase; GPx = Glutathiona peroxidase; [Hg] = concentração de mercúrio; AQ = análise química; Br = Brânquia; Fig = Fígado; Mus = Músculo.

4 DISCUSSÃO

4.1 Fatores bióticos

As relações de peso-comprimento e o fator de condição (K) de peixes têm sido comumente usados para analisar o grau do estado fisiológico dos animais aquáticos, com base no princípio de que os indivíduos de um determinado comprimento que exibem maior peso estão em melhores condições fisiológicas (LE CREN, 1951; LIMA-JÚNIOR *et al.*, 2002; FROESE, 2006). Além disso, também fornecem indicações sobre o estado fisiológico em relação à poluição, sendo que animais de locais mais impactados tendem a ter K inferior aos de lugares não poluídos (OLIVEIRA RIBEIRO *et al.*, 2013). No entanto, estes índices são conhecidos por serem influenciados por fatores não relacionados à poluição, tais como fatores abióticos (estações, salinidade) e fatores biológicos (reprodução, doenças, alimentação) (VAN DER OOST, 2003).

Neste trabalho, as quatro populações de bagre analisadas exibiram grandes flutuações de tamanho entre os meses amostrados (FIGURA 11). Uma breve observação dos valores de K obtidos (FIGURA 13A) poderia sugerir melhores condições fisiológicas dos bagres *S. parkeri* do ERC, seguido pelos *S. herzbergii* do ERJ, *S. herzbergii* do ERP e, em piores condições, *S. proops* do ERC. Entretanto, as diferenças obtidas nos valores de K decorreram dos valores distintos assumidos para o coeficiente *b* da relação peso-comprimento (AGOSTINHO *et al.*, 1990). Os maiores animais foram representados pela espécie *S. parkeri* do ERC (julho de 2011), que também detiveram os maiores valores de K em relação a todos os bagres coletados (FIGURA 14A), predominantemente machos (FIGURA 12), com K e IGS inversamente proporcionais, e IGS e IHS diretamente proporcionais (TABELA 6), portanto, machos saudáveis antes de um período de reprodução. No entanto, a ausência de significância na relação peso-comprimento devido ao reduzido tamanho da amostra ($n = 6$) e o fato de ter sido coletada apenas uma classe de indivíduos (machos adultos) podem ter gerado um valor de K superestimado, dificultando um melhor diagnóstico desta população. Por outro lado, os menores bagres também foram capturados no ERC, porém da espécie *S. proops* em janeiro de 2012, composto por animais juvenis, com valores de K e IHS diretamente proporcionais, ou seja, em crescimento. Neste caso, o baixo K de *S. proops* (FIGURA 14A) possivelmente foi mascarado pelo pequeno tamanho dos indivíduos capturados, constituído apenas de animais imaturos (FIGURA 12A), como discutido por Froese (2006). Nestes dois casos, seria necessário um maior *n* amostral englobando animais juvenis e adultos (machos e fêmeas)

para esclarecer o estado fisiológico de ambas populações de bagres do ERC. Outros esforços de coleta foram realizados sem sucesso no local. Pode-se dizer que os animais capturados estavam em crescimento, portanto o ambiente provém de disponibilidade de alimento, apesar das evidências de contaminação do local. Porém, a própria dificuldade na captura de mais exemplares não descarta a possibilidade de diminuição da população devido à contaminação do ambiente.

As populações de *S. herzbergii* do ERP e do ERJ diferiram entre os dois estuários, sendo os peixes do ERJ em melhores condições fisiológicas que os do ERP de acordo com os maiores valores de K, embora o ERP tenha sido considerado um local não poluído até o início de 2000 (MARINS *et al.*, 2002). Isto provavelmente se deve ao peso das gônadas femininas dos bagres do ERJ, indicado pelo maior IGS, em estágio anterior à desova (FIGURA 14B). Ainda assim, as populações de *S. herzbergii* dos estuários do Ceará exibiram K maiores do que os indivíduos da mesma espécie coletados no estuário do rio Paraíba do Norte, Pernambuco (QUEIROGA *et al.*, 2012). Estes autores observaram que fêmeas de *S. herzbergii* diminuíram o K na época de desova, devido ao elevado gasto de energia durante o período reprodutivo. A correlação inversamente proporcional entre K e o IGS dos animais de fevereiro de 2012 do ERP (TABELA 7), predominantemente fêmeas em atividade de reprodução (FIGURA 12A) e entre os menores animais coletados em todas as campanhas (FIGURA 11), sugerem um investimento precoce em reprodução em detrimento do crescimento dos indivíduos. No bagre *Auchenipterichthys longimanus*, Freitas *et al.* (2011) também observaram correlação inversa entre K e IGS, atribuindo a redução nos valores de K como reflexo do custo energético durante o processo reprodutivo tanto para machos quanto para fêmeas. Assim, embora a mesma espécie ocorra nos dois estuários, o estado fisiológico dos animais é claramente afetado por características ambientais próprias de cada estuário que incluem tanto a disponibilidade de alimentos quanto pressões decorrentes da contaminação local.

Para muitos teleósteos, quedas nos valores de IHS refletem a depleção das reservas energéticas para a maturação gonadal (incluindo o fornecimento de precursores vitelínicos), bem como quedas no fator de condição (AGOSTINHO *et al.*, 1990). No entanto, a depleção das reservas hepáticas não está associada apenas ao suprimento de vitelo aos ovários durante a maturidade das gônadas uma vez que machos também exibem redução nos valores de IHS (AGOSTINHO *et al.*, 1990). Para *S. herzbergii* de abril de 2012 do ERJ, a média significativamente menor de IHS (FIGURA 14C) positivamente correlacionada ao elevado IGS (TABELA 8), o qual exibiu significância estatística (FIGURA 14B), e correlação

positiva com K (TABELA 8) sugerem que machos e fêmeas coletados (FIGURA 12A) apresentaram um declínio de IHS em função do investimento em reprodução, sem prejudicar o crescimento dos indivíduos.

4.2 Efeitos ecotoxicológicos

Em monitoramentos da qualidade de estuários atingidos por diversos tipos de contaminantes, os efeitos ecotoxicológicos, incluindo os observados em peixes, vem sendo relevantes e devem ser incluídos nos parâmetros analisados (MONSERRAT *et al.*, 2007). A integração de várias respostas ecotoxicológicas, ou linhas de evidência (LOEs), tem sido cada vez mais essencial em programas de biomonitoramento (VIARENGO *et al.*, 2007; VALDEZ DOMINGOS *et al.*, 2009; KATSUMITI *et al.*, 2009; MAGGIONI *et al.*, 2012; AZEVEDO *et al.*, 2013; OLIVEIRA RIBEIRO *et al.*, 2013) uma vez que a interpretação de múltiplas LOEs associadas minimiza a limitação de cada método isolado, aplicados para avaliar os efeitos da contaminação ambiental.

No geral, os bagres do presente estudo apresentaram muitas alterações bioquímicas, algumas histopatologias graves e raros danos genotóxicos. Os efeitos tóxicos em um organismo se iniciam quando o composto ou seus metabólitos se ligam a moléculas celulares que levam ao rompimento da membrana, dano celular, genotoxicidade, apoptose e outros efeitos, que podem aumentar progressivamente até que o desenvolvimento de doenças (VAN DER OOST *et al.*, 2003). Dentre as primeiras respostas do organismo durante situações de estresse pela exposição a contaminantes estão as respostas bioquímicas, que atuam para restabelecer as condições para o adequado funcionamento do organismo. Assim, as enzimas podem ter sua atividade alterada rapidamente em situações de estresse ambiental baixo ou moderado, sendo facilmente reversíveis quando o estresse termina. Por isso, as atividades enzimáticas são vistas como ações momentâneas do estado do organismo. No entanto, frente a uma exposição duradoura do agente estressor (como em contaminação ambiental por metais), estes mecanismos de detoxificação falham, resultando em inibição da atividade enzimática o que acarreta prejuízos ao organismo, por exemplo toxicidade pelo acúmulo de metais (CASADO-MARTINEZ *et al.*, 2009; RAINBOW, LUOMA, 2011). Por outro lado, as alterações histológicas são capazes de indicar danos mais persistentes, os quais têm sido relacionados a ambientes degradados (FLORES-LOPES; THOMAZ, 2011). Respostas histopatológicas graves, são consideradas alterações irreversíveis, prejudiciais o funcionamento adequado dos órgãos, e que ocorrem frequentemente sob grau moderado a

severo de contaminação ambiental. Finalmente, a ampla ocorrência de genotoxicidade é verificada em níveis de poluição moderada e severa.

De acordo com os resultados, *S. Proops* do ERC tiveram a maior quantidade de efeitos significativos, portanto as piores condições observadas, seguidos por *S. herzbergii* do ERJ. *S. herzbergii* do ERP, especialmente de fevereiro de 2012, também tiveram efeitos significativos relevantes quanto à quantidade de respostas ecotoxicológicas. Além disso, os animais coletados em 2012, especialmente do ERP e do ERJ, estavam em condições gerais piores que os peixes de 2011 (TABELA 13).

Todas as espécies foram acometidas pela ocorrência de alterações histológicas. As alterações graves encontradas incluem necrose (TABELAS 9, 10 e 11; FIGURAS 19.1G e 19.1H), aneurisma lamelar (TABELA 9; FIGURA 17E), nódulo tumoral (FIGURA 18F) e degeneração de tecidos (TABELAS 10 e 11; FIGURA 18E). No entanto as histopatologias mais severas foram vistas nos rins de *S. proops* do ERC. No ERC, existe contaminação moderada por Al, Cu, Cr e Zn, HPAs no sedimento (CAVALCANTE *et al.*, 2009; NILIN *et al.*, 2013), e por Hg na água e no sedimento (MARINS *et al.*, 2002; VAISMAN *et al.*, 2005), e ambos os grupos de contaminantes (metais e HPAs) devem estar envolvidos na severidade das lesões renais de *S. proops* do ERC (FIGURA 16F). Valdez domingos *et al.* (2009) vincularam a ocorrência de metais em estuários e histopatologias em bagres.

Danos histológicos entre moderados e severos foram observados em alguns *S. herzbergii* nos rins tanto dos bagres do ERJ quanto do ERP, e nos fígados de animais do ERJ (FIGURA 16F e 16E). No ERJ, a contaminação tem sido relacionada com efluentes de cultivos de camarão despejados no leito estuarino, alterando parâmetros como pH, sólidos suspensos totais, condutividade, turbidez e amônia total (FIGUEIREDO *et al.*, 2005). Medições de N-amoniaco no ERJ apresentaram valores mais elevados do que no complexo estuarino-lagoa Cananéia-Iguape, o qual é influenciado por fontes antropogênicas no estado de São Paulo, o estado mais industrializado do Brasil (ESCHRIQUE *et al.*, 2010). Além disso, incrementos de Cu (LACERDA *et al.*, 2009) e Hg (COSTA *et al.*, 2013) neste estuário devido à entrada desses metais como impurezas nas rações e insumos aplicados nas etapas do cultivo (SANTOS, 2005; ZEE, 2005a). Literatura recente aponta, ainda, para o uso de pesticidas extremamente tóxicos e altamente perigoso ao ambiente em atividades agrícolas na região do Baixo Jaguaribe (GAMA *et al.*, 2013), cujos níveis não foram quantificados no ambiente até o momento. Todos esses fatores, que precisam ser melhor avaliados, são suficientes para provocarem as histopatologias observadas nos bagres.

A menor ocorrência de efeitos histopatológicos nos bagres do ERP em relação aos demais animais coletados sugere que o nível de degradação neste estuário é inferior ao dos outros dois estuários avaliados, considerando a sensibilidade das espécies estudadas. Entretanto, pesquisas recentes no ERP detectaram contaminação por esgoto (FIUZA *et al.*, 2010). Pimentel (2013) evidenciou a ocorrência de desregulação endócrina em peixes deste estuário, o que foi atribuído a compostos estrogênicos presentes no esgoto. Metais medidos no ERP (Al, Zn, Pb, Cu e Cd) (ZEE, 2005) foram considerados em níveis baixos, no entanto esses níveis vêm sendo enriquecidos devido a cargas antropogênicas (TORRES, 2009). Além disso, a toxicidade do sedimento foi verificada em testes ecotoxicológicos crônicos (DAVANSO, 2010). A presença destas respostas ecotoxicológicas no ERP confirmam que este ambiente não deve mais ser considerado livre de contaminação (local de referência). Estes resultados alertam para o aparecimento de efeitos crônicos associados à exposição contínua e crescente de xenobióticos, o que requer mais estudos e esforços para controlar as fontes de poluição.

O clima semi-árido, característico da região nordeste do Brasil, apresenta temperaturas anuais pouco variáveis, constituindo maior estabilidade climática do que nas regiões sul e sudeste do país. A sazonalidade climática se deve à alternância entre períodos de seca prolongada e chuva intensa, que influencia na distribuição dos contaminantes que atingem os sistemas aquáticos. Nesta investigação, a baixa incidência pluviométrica registrada nos anos em que compreenderam as coletas dos bagres não foi suficiente para estimar padrões de respostas ecotoxicológicas nos peixes em função da sazonalidade (FIGURAS 8 e 9). No entanto, em fevereiro de 2012 no ERP, único mês com maior pluviosidade registrada dentre os meses amostrados, as leituras de EROD, GST e GPX do fígado dos peixes exibiram atividades significativamente maiores que todos os demais bagres analisados, sugerindo maior atividade de detoxificação de xenobióticos (EROD e GST) e combate à formação de espécies reativas de oxigênio (GPX) (FIGURA 15B, 15E e 15J) associado ao período chuvoso. Para os animais dessa coleta, as histopatologias renais foram significativamente mais prejudiciais (entre moderadas e severas) que nas coletas do período seco – junho e setembro de 2011 (entre leves e moderadas); bem como as histopatologias hepáticas, entre leves e moderadas em fevereiro de 2012 (período chuvoso) comparadas com o fígados em funcionamento normal dos animais das coletas do período seco (junho e setembro de 2011). Estes dados são um indicativo de sazonalidade no ERP, sugerindo que os bagres lidam com mais perturbações ambientais (incluindo maior aporte de contaminantes) no período chuvoso do que no período

seco, aumentando o aparecimento de danos aos organismos. Apesar disso, outros estudos são necessários para confirmar este padrão de respostas.

Tanto bagres do ERP quanto do ERJ exibiram inibição da AChE (FIGURA 15A) e ativação da EROD (FIGURA 15B). Agrotóxicos organofosforados estão entre as substâncias relacionadas com a supressão da AChE (VAN DER OOST *et al.*, 2003; MONSERRAT *et al.*, 2007) enquanto a ativação da EROD é relacionada com a exposição a compostos orgânicos tais como HPAs (VAN DER OOST *et al.*, 2003; FASULO *et al.*, 2010). Apesar dos perigos que esses compostos representam à saúde da biota local, incluindo os homens, visto a persistência no ambiente, tendência de bioacumulação e biomagnificação, e elevada toxicidade ao organismo, raras investigações foram conduzidas sobre eles no ERJ e nenhuma no ERP. Os agrotóxicos aplicados na região do Baixo Jaguaribe (GAMA *et al.*, 2013) certamente atingem a região estuarina, e podem ser associados à supressão da AChE observada nos bagres. HPAs podem induzir a GST no fígado de peixe (FASULO *et al.*, 2010), como verificado nos animais de fevereiro de 2012 do ERP. Azevedo *et al.* (2013) observaram aumento na atividade da GST e diminuição na atividade da AChE em bagres *Cathorops spixii* do estuário de Santos/São Vicente (São Paulo, Brasil), que é conhecido como altamente poluído. Na Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil), Valdez Domingos *et al.* (2009) verificaram aumento na atividade da AChE em peixes de local contaminado, enquanto Katsumiti *et al.* (2009) relataram aumento na atividade da AChE em peixes de um local de referência após um derramamento de óleo.

Efluentes da indústria têxtil, bastante comum nas proximidades do ERC, contém contaminantes diversificados como metais e solventes organoclorados (De LIMA *et al.*, 2007) os quais também são capazes de provocar a depressão na atividade da AChE cerebral, indução da EROD hepática e indução das formações de micronúcleos e anormalidades nucleares em peixes (PERERA; PATHIRATNE, 2010). Estes resultados, porém, não condizem com o observado nos bagres do ERC.

A sensibilidade das espécies em relação à capacidade de tolerância, adaptação e detoxificação do organismo, deve ser levada em consideração quando usadas para a avaliação de qualidade ambiental. Nos bagres, os danos genotóxicos encontrados foram raros, inclusive no ERC, onde caranguejos apresentaram danos severos no DNA (DAVANSO *et al.*, 2013). Das três espécies de bagres analisadas, *S. parkeri* do ERC foi a mais resistente, ou mais adaptada, sem alterações bioquímicas, histológicas, genéticas ou bioacumulação de mercúrio preocupantes apesar da toxicidade do estuário, confirmada em testes crônicos e agudos (NILIN *et al.*, 2007, NILIN *et al.*, 2013) e em caranguejos do local (DAVANSO *et al.*, 2013).

A baixa incidência de micronúcleos pode ser causada por uma melhor adaptação dos organismos (BOMBAIL *et al.*, 2001). Assim, a baixa ocorrência de alterações nucleares neste estudo (FIGURA 20) provavelmente deve-se à eficiência nos mecanismos de reparação de danos no DNA do bagres. Entretanto, foram relatados maiores frequências de MN em bagres de estuários contaminados em relação a estuários não poluídos (VALDEZ DOMINGOS *et al.*, 2009; KIRSCHBAUM *et al.*, 2009), e indução de MN em peixes sob poluição moderada de HPAs (FASULO *et al.*, 2010). No litoral de São Paulo, sudeste do Brasil, bagres *Cathorops spixii* de um estuário altamente poluído, impactado por atividades industriais e urbanização, tiveram alterações nucleares nos eritrócitos com mais frequência que peixes coletados em local limpo, mas as diferenças não foram significativas (AZEVEDO *et al.*, 2012a).

Apesar da presença de contaminantes, como metais e HPAs já relatados no ERC e a quantidade de mercúrio neste estuário encontrada na presente pesquisa, particularmente associado à fração fina do sedimento (FIGURA 22), os efeitos tóxicos dependem da biodisponibilidade dos contaminantes (FENT, 2004). As emissões de mercúrio para o ERC (76 kg.ano⁻¹) são maiores do que para o EPR (26 kg. ano⁻¹) e o EJR (11 kg. ano⁻¹) (LACERDA; SENNA, 2005). Porém, a baixa acumulação de Hg nos peixes do ERC (FIGURA 21) pode ser explicada pelas condições dinâmicas do estuário inferior, onde Nilin *et al.* (2013) encontraram níveis mais baixos de contaminação, o que foi atribuído à remoção/imobilização do metal para a coluna d'água visto a elevação da salinidade por ação das marés. Além disso, ERC apresenta concentrações muito elevadas de carbono orgânico dissolvido (MARINS *et al.*, 2002), o que diminui a biodisponibilidade dos metais (PAN; WANG, 2004). A elevada bioacumulação de Hg observada em *S. herzbergii* do ERJ (FIGURA 21) está claramente associada com a entrada deste metal no estuário, que se dá principalmente na forma particulada derivado da carcinicultura e fontes urbanas (COSTA *et al.*, 2013). *S. herzbergii* do ERP exibiram níveis moderados de Hg (FIGURA 21), provavelmente proveniente de fontes urbanas na bacia hidrográfica do Pacoti. A bioacumulação de Hg foi avaliada por Vaisman *et al.* (2005) em ostras *Crassostrea rhizophorae* (ERC: 154 ± 60; ERP: 45 ± 19; ERJ: 52 ± 24 ng.g⁻¹ peso seco) e no peixe *Sphoeroides testudineus* do ERJ (4,3 – 37,0 ng.g⁻¹) por Costa *et al.* (2013).

Dessa maneira, os efeitos observados nos bagres são consistentes com o nível de contaminação descrito hoje em dia para os três estuários estudados, apesar do reduzido número de trabalhos sobre os contaminantes que atingem estes três ecossistemas do litoral do Ceará. A variabilidade no padrão de respostas ecotoxicológicas observadas neste estudo pode ser atribuída a: 1) Níveis moderados de contaminação e exposição; 2) Possibilidade de

imobilização, adsorção ou outros fenômenos que levaram a uma diminuição da biodisponibilidade de Hg e, possivelmente, outros metais tóxicos; 3) Nos níveis de exposição observados, os mecanismos bioquímicos de depuração parece ser relativamente eficiente; 4) Esta depuração relativa conduz a danos histopatológicos moderados e a raros efeitos genotóxicos.

As três espécies de bagres analisadas apresentaram variações nas respostas ecotoxicológicas, inclusive nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, legalmente protegidos. As LOEs observadas indicam que as três áreas estão sob risco e exigem ações para controlar ou prevenir a poluição. Além disso, as três áreas requerem monitoramento ambiental adequado, a fim de evitar que condições de poluição atinjam níveis críticos, especialmente quando se considera o aumento da ocupação e da intensificação das pressões antropogênicas nas bacias hidrográficas e estuários do Ceará.

5 CONCLUSÕES

O fator de condição e os índices somáticos dos bagres dos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe relacionaram-se principalmente a características das espécies e seus ambientes. No ERC, a limitação das classes de indivíduos capturados (em relação à maturidade sexual) e a baixa quantidade de amostras dificultaram um diagnóstico adequado do estado fisiológico dos animais das populações de *Sciades parkeri* e *S. proops*. Os bagres da população de *S. herzbergii* do ERJ exibiram melhores condições fisiológicas que os peixes da mesma espécie do ERP, refletindo associação com as características ambientais próprias de cada local, que incluem a disponibilidade de alimentos e de contaminantes.

Os bagres coletados exibiram muitas alterações bioquímicas, algumas histopatologias graves e raros danos genotóxicos apontando a existência de contaminação nestes ambientes capaz de provocar respostas ecotoxicológicas. Danos relacionados às alterações bioquímicas e à bioacumulação de mercúrio nos peixes foram mais expressivos nos bagres dos estuários dos rios Pacoti e Jaguaribe; enquanto danos morfológicos, avaliados pelos biomarcadores histológicos, foram mais graves nos bagres do estuário do rio Ceará, indicando maior toxicidade nos animais deste estuário. *S. Proops* do ERC tiveram a maior quantidade de efeitos significativos, portanto as piores condições observadas, seguidos por *S. herzbergii* do ERJ. *S. herzbergii* do ERP, especialmente de fevereiro de 2012, também tiveram efeitos significativos relevantes quanto à quantidade de respostas ecotoxicológicas. Os animais coletados em 2012, especialmente do ERP e do ERJ, estavam em condições gerais piores que os peixes de 2011.

Os dados obtidos para os peixes do estuário do rio Pacoti confirmam que este ambiente perdeu as características de local de referência sem contaminação. Um aumento de danos nos bagres associados ao período chuvoso sugerem um indicativo de sazonalidade no ERP, porém, outros estudos são necessários para confirmar este padrão de respostas.

Através da integração das LOEs investigadas, com base na sensibilidade das espécies de bagres avaliadas, o nível de contaminação pode ser classificado entre moderado e severo para o ERC, e moderado para o ERP e o ERJ. Dada a importância geral dos estuários como ambientes altamente sensíveis e produtivos, e o fato dos estuários dos rios Ceará e Pacoti serem legalmente protegidos, é claro que os três estuários analisados requerem ações de monitoramento ambiental, identificação e controle das fontes de contaminação.

CAPÍTULO 3

CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Considerando a relevância dos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ) no contexto do desenvolvimento antrópico ao qual cada área está inserida, este trabalho é o primeiro a utilizar a investigação de parâmetros fisiológicos, biomarcadores e bioacumulação de mercúrio em bagres das espécies *Sciades parkeri* e *S. proops*, coletadas no ERC, e da espécie *S. hersbergii*, proveniente do ERP e ERJ. Adicionalmente a tais parâmetros, a quantificação de mercúrio no sedimento dos estuários e a revisão dos dados sobre a contaminação pretérita dos locais foram empregadas para a realização da avaliação de risco ecológico nos três estuários. Pela interpretação dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Os Índices de Condição, Hepatosomático e Gonadosomático avaliados nos bagres coletados nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, bem como suas relações peso-comprimento, associaram-se principalmente a fatores biológicos das espécies (como reprodução e crescimento) e características locais, que incluem a disponibilidade de alimentos e de contaminantes;
- As respostas dos biomarcadores bioquímicos dos bagres dos três estuários exibiram atividades variadas, sugerindo que os peixes capturados em 2012, especialmente do ERP e ERJ, estavam em piores condições de saúde do que os peixes amostrados em 2011, principalmente pela inibição da AChE, ativação da EROD, indução da LPO e das demais enzimas relacionadas com a depuração de xenobióticos (GST) e ao processo de estresse oxidativo celular (GR e GPX) naquele ano;
- Sobre os biomarcadores histológicos, tanto a ocorrência quanto a severidade das lesões foram maiores nos rins dos bagres coletados, seguido pelas alterações no fígado e nas brânquias. As alterações mais severas foram observadas nos rins de *S. proops* do ERC de janeiro de 2012 ;
- O teste do micronúcleo revelou rara ocorrência de danos genotóxicos (biomarcador genético) nas células sanguíneas dos animais dos três estuários, sugerindo que, para estas espécies, a contaminação nesses ambientes ainda não atingiu nível severo;
- A bioacumulação de mercúrio nos músculos dos peixes analisados foi maior nos animais do ERP e do ERJ, apesar das evidências de maior exposição no

ERC visto os valores relatados para a contaminação do metal no local. Todos os valores foram dentro do nível permitido para o consumo humano;

- O teor de mercúrio quantificado nos sedimentos totais foi baixo em todas as amostras dos três estuários, e maior nas frações de sedimentos finos (< 230) do ERC, reforçando que características locais favorecem a retenção dos metais no sedimento diminuindo sua biodisponibilidade;
- A baixa incidência de precipitações nos anos de amostragem não foi suficiente para estimar padrões sazonais de contaminação nos estuários em função dos períodos de chuva intensa e seca prolongada. No entanto, um indício de aumento da ocorrência de danos associado ao período chuvoso foi visto no ERP.
- O emprego de diferentes linhas de evidência foi fundamental para caracterizar os efeitos da contaminação nos três estuários, pois cada método foi capaz de revelar um grau de contaminação associado àquele efeito;
- Através da integração das LOEs investigadas, com base na sensibilidade das espécies de bagres avaliadas, o nível de contaminação pode ser classificado entre moderado e severo para o ERC, e moderado para o ERP e o ERJ.
- Os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, nordeste do Brasil, estão sob risco ecológico entre moderado e severo, e demandam ações urgentes de identificação, monitoramento e controle das fontes de poluição.

É importante ressaltar que essas conclusões são fundamentadas nas observações verificadas nas espécies em questão. Os dados expostos nesta tese servem como base científica para futuras referências desses parâmetros para essas espécies na região nordeste do Brasil. A escassez de valores de referência para os parâmetros aqui avaliados para as espécies encontradas reforçam a necessidade de investigação tanto dos efeitos dos contaminantes em outras espécies de seres vivos quanto da presença de outros contaminantes ainda sequer investigados. Este panorama retrata a grande lacuna de conhecimento da qualidade dos estuários do estado do Ceará e do nordeste do Brasil acompanhada da falta de manejo e demora dos órgãos públicos na aplicação de medidas que contenham o avanço da contaminação, particularmente a contaminação crônica, dos sistemas hídricos nacionais.

REFERÊNCIAS

- ABESSA, D.M.S. **Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos**. 2002. 290 f. Tese (Doutorado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- ABREU, F. E. L.; SANTANA, L. M. B. M.; COSTA-LOTUFO, L. V.; ABESSA, D. M. S. Avaliação preliminar da presença de micronúcleos em bagres de estuários tropicais. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ECOTOXICOLOGIA MARINHA (ECOMAR 2013), 2013, Porto de Galinhas. **Natural Resources – Anais...**, v. 3, n. 2. Aquidabã, 2013.
- ADAMS, S. M., SHEPARD, K. L., GREELEY JR, M. S., JIMENEZ, B. D., RYON, M. G., SHUGART, L. R., MCCARTHY, J. F., HINTON, D. E. The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. **Marine Environmental Research**, v. 28, n. 1, p. 459-464, 1989.
- AGOSTINHO, A. A., BARBIERI, G., VERANI, J. R., HAHN, N. S. Variação do fator de condição e do índice hepatossomático e suas relações com o ciclo reprodutivo em *Rhinelepis aspera* (Agassis, 1829) (Osteichthyes, Loricariidae) no rio Paranapanema, Porecatu, PR. **Ciência e Cultura**, v. 42, n. 9, p. 711-714, set. 1990.
- AGUIAR, J.E. **Geoquímica de metais-traço em sedimentos superficiais nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, CE**. 2005. 62 f. Monografia (Graduação em Geologia) – Depto. de Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.
- AL-SABTI K, METCALFE CD. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. **Mutation research**, v. 343, n. 2-3, p. 121–35, jun. 1995.
- AMBROZEVICIUS, A. P.; ABESSA, D. M. S. Acute toxicity of waters from the urban drainage channels of Santos (São Paulo, Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 2, p. 108-115, jun. 2008.
- AN, L.; ZHANG, Y.; SONG, S.; LIU, Y.; LI, Z.; CHEN, H.; ZHAO, X.; LEI, K.; GAO, J.; ZHENG, B. Imposex effects on the veined rapa whelk (*Rapana venosa*) in Bohai Bay, China. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 3, p. 538-547, fev. 2013.
- ANDERSSON, C. **Evaluation of biomarker responses in fish: with special emphasis on gill EROD activity**. Dissertation. Acta Universitatis Upsaliensis. Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 345. 59 pp. Uppsala. 2007.
- ANDRADE, V. M., FREITAS, T. R. O., SILVA, J. Comet assay using mullet (*Mugil* sp.) and sea catfish (*Netuma* sp.) erythrocytes for the detection of genotoxic pollutants in aquatic environment. **Mutation Research**, v. 560, n. 1, p. 57–67, may. 2004.
- ANGELI, J. L. F., TREVIZANI, T. H., RIBEIRO, A., MACHADO, E. C., FIGUEIRA, R. C. L., MARKERT, B., FRAENZLE, S., WUENSCHMANN, S. Arsenic and other trace elements in two catfish species from Paranaguá Estuarine Complex, Paraná, Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 185, n. 10, p. 8333–8342, oct. 2013.
- ARAGÃO, J. S. **Toxicidade do efluente de uma fazenda de cultivo de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* e do metabissulfito de sódio em juvenis de *Mysidopsis juniae***.

2006. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

ARAÚJO, M. V.; FREIRE, G. S. S. Análise ambiental e de uso e ocupação da Área de Proteção Ambiental do estuário do Rio Ceará, Fortaleza – Ceará. **Revista de Geologia**, v. 21, n. 1, p. 7-19, abr. 2008.

ATLI, G.; CANLI, M. Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 1884–1889, sep. 2010.

AUTHMAN, M. M. N., IBRAHIM, S. A., EL-KASHEIF, M. A., GABER, H. S. Heavy metals pollution and their effects on gills and liver of the Nile catfish *Clarias gariepinus* inhabiting El-Rahawy Drain, Egypt. **Global Veterinaria**, v. 10, n. 2, p. 103-115, 2013.

AZEVEDO, J. S., BRAGA, E. S., FAVARO, T. D., PERRETTI, A. R., REZENDE, C. E., SOUZA, C. M. M. Total mercury in sediments and in Brazilian Ariidae catfish from two estuaries under different anthropogenic influence. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2724-2731, dec. 2011.

AZEVEDO, J. S., BRAGA, E. S., RIBEIRO, C. A. O. Nuclear abnormalities in erythrocytes and morphometric indexes in the catfish *Cathorops spixii* (Ariidae) from different sites on the southeastern Brazilian coast. **Brazilian journal of oceanography**, v. 60, n. 3, p. 323-330, 2012a.

AZEVEDO, J. S., HORTELLANI, M. A., SARKIS, J. E. S. Accumulation and distribution of metals in the tissues of two catfish species from Cananéia and Santos-São Vicente estuaries. **Brazilian journal of oceanography**, v. 60, n. 4, p. 463-472, 2012b.

AZEVEDO, J.S., BRAGA, E.S., SILVA DE ASSIS, H.C., OLIVEIRA RIBEIRO, C.A. Biochemical changes in the liver and gill of *Cathorops spixii* collected seasonally in two Brazilian estuaries under varying influences of anthropogenic activities. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 96, p. 220-230, oct. 2013.

BAYEN, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. **Environment International**, v. 48, p. 84–101, aug. 2012.

BENFORD, D.J., HANLEY, B.A., BOTTRILL, K., OEHLISCHLAGER, S., BALLS, M., BRANCA, F., CASTENGNARO, J.J., DESCOTES, J., HEMMINIKI, K., LINDSAY, D., SCHITTER, B. Biomarkers as Predictive Tools in Toxicity Testing. **ATLA**, v. 28, p. 119–131, 2000.

BERNET D, SCHMIDT H, MEIER W, WAHLI T. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**, v. 22, p. 25–34, 1999.

BOLS, N. C.; BRUBACHER, J. L.; GANASSIN, R. D.; LEE, L. E. J. Ecotoxicology and innate immunity in fish. **Developmental and Comparative Immunology**, v. 25, p. 853-873, jan. 2001.

BOMBAIL, V., AW, D., GORDON, E., BATTY, J. Application of comet and micronucleus assays to butterfish (*Pholis gunnellus*) erythrocytes from the Firth of Forth, Scotland. **Chemosphere**, v. 44, n. 3, p. 383–392, aug. 2001.

BRADFORD, M.B. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, n. 1-2, p. 248–254, may. 1976.

BRAGA, T. M. B. **Aspectos preliminares da contaminação de mercúrio em peixes comercializados na praia do mucuripe, Fortaleza e no estuário do rio Jaguaribe, CE.** 2006. 46 f. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca) - Depto. de Engenharia de Pesca, Centro de Ciências Agrária, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

CAJARAVILLE, M. P.; BEBIANNO, M. J.; BLASCO, J.; PORTE, C.; SARASQUETE, C.; VIARENGO, A. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. **The Science of the Total Environment**, v. 247, n. 2-3, p. 295-311, mar. 2000.

CAMARGO, M. M., MARTINEZ, C. B. Histopathology of gills, kidney and liver of a Neotropical fish caged in an urban stream. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v.5, n. 3, p. 327-336, jul./sep. 2007.

CARVALHO-NETA, R. N.F., ABREU-SILVA, A. L. Glutathione S-Transferase as biomarker in *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) for environmental monitoring: the case study of São Marcos Bay, Maranhão, **Brazil. Lat. Am. J. Aquat. Res.**, v. 41, n. 2, p. 217-225, 2013.

CAVALCANTE, R. M.; LIMA, D. M.; CORREIA, L. M.; NASCIMENTO, R. F.; SILVEIRA, E. R.; FREIRE, G. S. S.; VIANA, R. M. Técnicas de extrações e procedimentos de *clean-up* para a determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em sedimentos da costa do Ceará. **Quimica Nova**, São Paulo, v. 31, n. 6, p. 1371-1377, ago. 2008.

CAVALCANTE, R. M.; SOUSA, F. W.; NASCIMENTO, R. F.; SILVEIRA, E. R.; FREIRE, G. S.S. The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): Evidence from PAH distribution in sediments. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 328–335, nov. 2009.

CAVALCANTE, R. M.; SOUSA, F. W.; NASCIMENTO, R. F.; SILVEIRA, E. R.; VIANA, R. B. Influence of urban activities on polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation: Distribution, sources and depositional flux in a developing metropolis, Fortaleza, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 414, p. 287–292, nov. 2012.

CASADO-MARTINEZ, M. C., SMITH, B. D., DELVALLS, T. A., LUOMA, S. N., RAINBOW, P. S. Biodynamic modelling and the prediction of accumulated trace metal concentrations in the polychaete *Arenicola marina*. **Environmental pollution**, v. 157, n. 10, p. 2743-2750, apr. 2009.

CERVIGÓN, F. **Los peces marinos de Venezuela.** Fundación Científica Los Roques. 425 p. pp. 135-140. 1991.

CHAPMAN, P. M; WANG, F. Assessing sediment contamination in estuaries. **Environmental Toxicology and Chemistry**, SETAC, USA, v. 20, n. 1, p. 3–22, jun. 2001.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ - CAGECE. Disponível em: <<http://www.cagece.com.br/comunicacao/noticias/1222-nove-mil-toneladas-de-lixo-sao-retiradas-do-esgoto>>. Acesso em: 12 fev. 2014.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ - COGERH. Disponível em: <<http://portal.cogerh.com.br/>>. Acesso em: 14 mar. 2014.

CONNOR RE, GEIST J, WERNER I. Effect-based tools for monitoring and predicting the ecotoxicological effects of chemicals in the aquatic environment. **Sensors**, v. 12, p. 12741–71, sep. 2012.

CORREIO BRAZILIENSE. Disponível em: <http://www.correiobraziliense.com.br/app/noticia/turismo/2012/06/25/interna_turismo,309075/numero-de-turistas-que-chegam-ao-ceara-via-fortaleza-cresceu-38-em-6-anos.shtml>. Acesso em: 17 mar. 2014.

COSTA B. G. B. **Distribuição de mercúrio (Hg) em sedimento, água e biota da região de influência do efluentes da carcinicultura, na Gamboa do Cumbe – Rio Jaguaribe – Ceará.** 2009. 60f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

COSTA, B. G. B.; SOARES, T. M.; TORRES, R. F.; LACERDA, L. D. Mercury distribution in a mangrove tidal creek affected by intensive shrimp farming. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 90, p. 537–541, jan. 2013.

DAVANSO, M. B. **Abordagens biológicas como instrumento de avaliação de risco ambiental em estuários da região metropolitana de Fortaleza-CE: biomarcadores e toxicidade de sedimentos.** 2010. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

DAVANSO, M. B.; MOREIRA, L. B.; PIMENTEL, M. F.; COSTA-LOTUFO, L. V.; ABESSA, D. M. S. Biomarkers in mangrove root crab *Goniopsis cruentata* for evaluating quality of tropical estuaries. **Marine Environmental Research**, v. 91, p. 80-88, feb. 2013.

De LIMA R. O., A, A. P. BAZO, D. M. F. SALVADON, C.M. RECH, D. P. OLIVEIRA, G.A. UMBUZEIRO. Mutagenic and carcinogenic potential of textile azo dye processing plant effluents that impact drinking water sources. **Mutation Research**, v. 10, p. 53 – 60, jan. 2007.

DEPLEDGE, M. H., GALLOWAY, T. S. Healthy animals, healthy ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 3, n. 5, p. 251-258, 2005.

DI GIULIO, R. T.; HINTON, D. E. (Ed.). **The toxicology of fishes.** CRC Press, 2008.

DIAS, F.J.S.; MARINS, R.V.; MAIA, L.P. Hydrology of a well-mixed estuary at the semi-arid NE Brazilian coast. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, p. 377-385, nov. 2009.

DRISCOLL, C. T., BLETTE, V., YAN, C., SCHOFIELD, C. L., MUNSON, R., HOLSAPPLE, J. The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. In **Mercury as a Global Pollutant**, Springer Netherlands, 1995. p. 499-508. 1995.

ECOFOR. Disponível em: <<http://tribunadoceara.uol.com.br/noticias/fortaleza/fortaleza-recolheu-15-milhao-de-toneladas-de-lixo-em-2012/>>. Acesso em: 13 fev. 2014.

ELHASNI, K.; VASCONCELOS, P.; GHORBEL, M.; JARBOUI, O. Inshore/offshore gradients of imposex in *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae) from the Gulf of Gabès (southern Tunisia, Central Mediterranean Sea). **Acta Adriat.**, v. 54, n. 2, p. 299 - 314, oct. 2013.

ELLMAN, G. L., COURTNEY, K.D., FEATHERSTONE, R.M. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. **Biochemical Pharmacology**, v. 7, p. 88-95, 1961.

ERICKSON, R. J., NICHOLS, J. W., COOK, P. M, ANKLEY, G. T. Bioavailability of chemical contaminants in aquatic systems. *In*: DI GIULIO, R. T.; HINTON, D. E. (Ed.). **The toxicology of fishes**. CRC Press, 2008. p. 9-58.

ESCHMEYER, W. N. (Ed). Catalog of fishes: genera, species, references. Disponível em <<http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>>. Acesso em: abr. 2014.

ESCHRIQUE, S. A.; BRAGA, E. S.; MARINS, R. V. Temporal variation of nutrients in transitional seasonal periods (dry - rainy) in the Jaguaribe Estuary- Ceará, Brazil *In*: BRITO, C.R.; CIAMPI, M.M. (Ed.), **Converging Towards Sustainability**, SHEWC 2010 – X Safety, Health and Environment World Congress, 2010, São Paulo. p. 66-70, 2010.

ESCHRIQUE, S.A.; BRAGA, E.S; MARINS, R.V.; CHIOZZINI, V. Nutrients as indicators of environmental changes in two Brazilian estuarine systems. *In*: BRITO, C.R.; CIAMPI, M.M. (Ed.), **Converging Towards Sustainability**, SHEWC 2010 – X Safety, Health and Environment World Congress, 2010, São Paulo. p. 71-75. 2010.

FARIAS, M. F.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; CARVALHO, F. C. T.; SILVA, C. M.; REIS, E. M. F.; COSTA, R. A.; VIEIRA, R. H. S. F. Condições microbiológicas de *Tagelus plebeius* (Lightfoot, 1786) (Mollusca: Bivalvia: Solecurtidae) e da água no estuário do rio Ceará, em Fortaleza – CE. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 135-142, out. 2010.

FASULO, S., MARINO, S., MAUCERI, A., MAISANO, M., GIANNETTO, A., D'AGATA, A., PARRINO, V., MINUTOLI, R., DOMENICO, E. De. A multibiomarker approach in *Coris julis* living in a natural environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 1565–1573, feb. 2010.

FÁVARO, L. F., FREHSE, F. D. A., DE OLIVEIRA, R. N., JÚNIOR, R. S. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), da Baía de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1022-1029, dez. 2005.

FENT, K. Ecotoxicological effects at contaminated sites. **Toxicology**, v. 205, p. 223–240, aug. 2004.

FIGUEIREDO, M.C.B.; ARAÚJO, L.F.P.; GOMES, R.B.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MORAIS, L.F.S. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 167-174, abr. 2005.

FIUZA, A. B. J. Q.; LEHUGEUR, L. G. O.; QUEIROZ, B. J. Environmental analysis of the conservation status of the lower Pacoti River, Ceará State. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 43, n. 1, p. 18-29, 2010.

FLORES-LOPES, F., THOMAZ, AT. Histopathologic alterations observed in fish gills as a tool in environmental monitoring. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 71, n. 1, p. 179-188, feb. 2011.

- FREITAS, T. M. D. S., ALMEIDA, V. H. D. C., MONTAG, L. F. D. A., ROCHA, R. M. D., FONTOURA, N. F. Seasonal changes in the gonadosomatic index, allometric condition factor and sex ratio of an auchenipterid catfish from eastern Amazonia. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 9, n. 4, p. 839-847, nov. 2011.
- FROESE, R. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **J. Appl. Ichthyol.**, v. 22, p. 241-253, apr. 2006.
- FROESE, R.; PAULY, D. Editors. FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponível em <www.fishbase.org>. Acesso em: abr. 2014.
- FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS - FUNCEME. Disponível em: <http://www.funceme.br>. Acesso em: jan. 2014.
- GAFFNEY, V. J.; CARDOSO, V. V.; RODRIGUES, A.; FERREIRA, E.; BENOLIEL, M. J.; ALMEIDA, C. M. M. Analysis of pharmaceutical compounds in water by SPE-UPLC-ESI-MS/MS. **Química Nova**, São Paulo, v. 37, n. 1, p. 138-149, set. 2014.
- GAMA, A. F.; OLIVEIRA, A. H. B.; CAVALCANTE, R. M. Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 3, p.462-467, fev. 2013.
- GATTO, L. C. S. **Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe - Diretrizes Gerais para a Ordenação Territorial**. Ministério de Planejamento e Orçamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Salvador, 1999. 77 p.
- GIL, M. J.; SOTO, A. M.; USMA, J. I.; GUTIÉRREZ, O. D. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. **Producción + Limpia**, v. 7, n. 2, p. 52-73, nov. 2012.
- GOMES, F. C.; GODOY, J. M.; GODOY, M. L. D. P.; CARVALHO, Z. L.; LOPES, R. T.; SANCHEZ-CABEZA, J. A.; LACERDA, L. D.; WASSERMAN, J. C. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: A comparative study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 59, n. 4-7, p. 123–133, 2009.
- GONÇALVES, R. S. L.; FREIRE, G. S. S.; NASCIMENTO NETO, V. A. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. **Revista de Geologia**, v. 20, n. 1, p. 57-63, jun. 2007.
- GUABLOCHE, A.; ALVAREZ, J.; RIVAS, R.; HURTADO, S.; PRADEL, R.; IANNACONE, J. Imposex in the marine snail *Xanthochorus buxea* (Broderip, 1833) (Muricidae) from the south american pacific. **The Biologist**, Lima, v. 11, n. 2, p. 237-249, jul. 2013.
- HARTL, M. G. J. Benthic Fish as Sentinel Organisms of Estuarine Sediment Toxicity. In: Bright, M., P.C. Dworschak & M. Stachowitsch (Eds.) 2002: **The Vienna School of Marine Biology: A Tribute to Jörg Ott**. Facultas Universitätsverlag, Wien, p. 89-100. 2002.
- HINTELMANN, H., WELBOURN, P. M., EVANS, R. D. Binding of methylmercury compounds by humic and fulvic acids. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 80, n. 1-4, p. 1031-1034, 1995.
- HINTON, D.E., LAUREN, D.J. Integrative histopathological effects of environmental stressors on fishes. **American Fisheries Society Symposium**, v. 8, p. 51-66, 1990.

HOSSEINI, M ; NABAVI, SMB ; PARSA, Y. Bioaccumulation of trace mercury in trophic levels of benthic, benthopelagic, pelagic fish species, and sea birds from Arvand river, Iran. **Biological Trace Element Research**, v. 156, n. 1-3, p. 175-180, dec. 2013.

HURLEY JP, BENOIT JM, BABIARZ CL, SCHAFER MM, ANDREN AW, SULLIVAN JR, HAMMOND R, WEBB DA. Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. **Environ. Sci. Technol.**, v. 29, n. 7, p. 1867–1875, jul. 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas de saneamento 2011**. Rio de Janeiro:IBGE, 2011b. 268p.

_____. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011a. 176 p.

_____. **Brasil em números**. Rio de Janeiro:IBGE, v. 21, 2013. 392 p.

_____. **Censo demográfico 2010**. Disponível em: <<http://populacao.net.br/>>. Acesso em: fev. 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA - INCT. Disponível em: <<http://www.inct.br>> Acesso em: nov. 2014.

ISHIKAWA, M. M.; PÁDUA, S. B.; SATAKE, F.; PIETRO, P. S.; HISANO, H. Procedimentos Básicos para Colheita de Sangue em Peixes. *Circular Técnica 17*, Embrapa, Agropecuária Oeste, Dourados, MS, p.1-8, 2010.

JEBALI, J., KHEDHER, S. B., SABBAGH, M., KAMEL, K., BANNI, M., BOUSSETT, H. Cholinesterase activity as biomarker of neurotoxicity: utility in the assessment of aquatic environment contamination. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 13, n. 4, p. 525-537. dez. 2013.

JESUS, TB de; CARVALHO, CEV de. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg). **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 7, 2008.

KATSUMITI, A., VALDEZ DOMINGOS, F. X., AZEVEDO, M., DA SILVA, M. D., DAMIAN, R. C., ALMEIDA, M. I. M., ASSIS, H. C. S., CESTARI, M. M., RANDI, M. A. F., RIBEIRO, C. A. O., FREIRE, C. A. An assessment of acute biomarker responses in the demersal catfish *Cathorops spixii* after the Vicuña Oil Spill in a harbour estuarine area in Southern Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 152, n. 1-4, p. 209–222, may. 2009.

KEEN, J. H., HABIG, W.H., JAKOBY, W.B. Mechanism for several activities of the glutathione-S-transferases. **Journal of Biological Chemistry**, v. 251, n. 20, p. 6183-6188, oct. 1976.

KIRSCHBAUM, A. A., SERIANI, R., PEREIRA, C. D. S., ASSUNÇÃO, A., ABESSA, D. M. S., ROTUNDO, M. M., RANZANI-PAIVA, M. T. Cytogenotoxicity biomarkers in fat snook *Centropomus parallelus* from Cananéia and São Vicente estuaries, SP, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 32, n. 1, p. 151-154, aug. 2009.

KUBITZA, F. Transporte de peixes vivos. **Panorama da Aqüicultura**, v. 7, n. 43, p. 20-26, set/out. 1997.

KUDO, A. Natural and artificial mercury decontamination—Ottawa River and Minamata Bay (Yatsushiro Sea). **Water Science Technology**, v. 26, p. 217–226, 1992.

LACERDA, L. D.; COSTA, B. G. B. C.; LOPES, D. N.; OLIVEIRA, K.; BEZERRA, M. F., BASTOS, W. R. Mercury in indigenous, introduced and farmed fish from the semiarid Jaguaribe River Basin, NE Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 93, n. 1, p. 31-35, jul. 2014.

LACERDA, L. D.; MAIA, L. P.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M.; BEZERRA, L. J. C.; MENEZES, M. O. T. Manguezais do nordeste e mudanças ambientais. **Ciência hoje**, Rio de Janeiro, v. 39, n. 229, p. 24-29, ago. 2006.

LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, jun. 2008.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. River damming and mangrove distribution. **Electronical journal of Glomis/ISME**, Okinawa, v. 02, n. 01, p. 1-4, jul. 2002.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V.; VAISMAN, A.G.; AGUIAR, J. E.; DIAS, F. J. S. **Contaminação por metais pesados nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açu (RN) e Rio Jaguaribe (CE)**. Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal do Brasil (ISME/BR), Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR-UFC), Associação Brasileira dos Criadores de Camarão (ABCC). Fortaleza, 2004a. 63 p.

LACERDA, L. D.; MOLISANI, M. M.; SENA, D.; MAIA, L. P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 141, n. 1-3, p. 149–164, jun. 2008.

LACERDA, L. D.; PARAQUETTI, H. H. M.; MARINS, R. V.; REZENDE, C. E.; ZALMON, I. R.; GOMES, M. P.; FARIAS, V. Mercury content in shark species from the south-eastern brazilian coast. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 60, n. 4, p. 571-576, nov. 2000.

LACERDA, L.D., SENA, D.D. **Estimativas de cargas de nitrogênio, fósforo e metais pesados de interesse ambiental para as bacias inferiores do litoral do Estado do Ceará**. Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Ceará, programa Zoneamento Ecológico e Econômico do Litoral do Ceará, Fortaleza, 2005. 84 p.

LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; MAIA, S. R. R.; VAISMAN, A. G. Impacto potencial da emissão antrópica de Cu e Zn sobre a carcinicultura na Bacia inferior do Rio Jaguaribe, CE. **Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC)**, Recife, ano 6, n. 1, p. 82-86, 2004b.

LACERDA, L. D., SANTOS, J. A., LOPES, D. V. Fate of copper in intensive shrimp farms: bioaccumulation and deposition in pond sediments. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 851-858, aug. 2009.

LAWRENCE, R. A., BURK, R. F. Glutathione peroxidase activity in selenium-deficient rat liver. **Biochemical Biophysics Research Communications**, v. 71, n. 4, p. 952–958, aug. 1976.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **J. Anim. Ecol.**, Oxford, v. 20, p. 201-219. 1951.

- LEWIS M.; PRYOR, R.; WILKING, L. Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: A review. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 2328-2346, apr. 2011.
- LIMA-JUNIOR, S. E., CARDONE, I. B., GOITEIN, R. Determination of a method etermination for calculation of Allometric Condition Factor of fish. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 2, p.397-400, 2002.
- LIMA-VERDE, F. B.; CASTRO, I. B.; ROCHA-BARREIRA, C.A. Imposex occurrence in *Nassarius vibex* from South America: a potential bioindicator in estuarine environments. **Marine Biodiversity Records**, v. 3, e30, jul. 2010.
- LOPES, D. V. **Acúmulo de metais traço cobre (Cu) e zinco (Zn) em viveiros de cultivo de camarão (*Litopenaeus vannamei*)**. 2006. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.
- LOPES, D. V.; PIMENTA, M.G.R.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Contaminação por Cu, Zn e Cd em bivalves nos estuários de Fortaleza. *In*: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 57, 2005, Fortaleza. **Anais ...** São Paulo: SBPC/UECE, 2005.
- LOTUFO, G. R.; ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodos bentônicos. *In*: NASCIMENTO, I. A.; SOUSA, E. C. P. M.; NIPPER, M. G. (Ed.). **Métodos em ecotoxicologia marinha: aplicações no Brasil**. São Paulo: Artes Gráficas, 2002. p. 151-162.
- LU, X.; CHEN, C.; ZHANG, S.; HOU, Z.; YANG, J. Concentration levels and ecological risks of persistent organic pollutants in the surface sediments of Tianjin coastal area, China. **The Scientific World Journal**, Hindawi Publishing Corporation, 8 p. 2013.
- LUOMA, S .N., RAINBOW, P. S. Sources and cycles of trace metals. *In*: LUOMA, S .N., RAINBOW, P. S. (Ed.). **Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. p. 47-66.
- MAGGIONI, T., HUED., A. C., MONFERRAN, M. V., BONANSEA, R. I., GALANTI, L. N., AMÉ, M. V. Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution in the Middle-Lower Basin of the Suquía River (Córdoba, Argentina). **Arch Environ Contam Toxicol**, v. 63, n. 3, p. 337-353, oct. 2012.
- MARACANAÚ - Site oficial da cidade de Maracanaú. Disponível em: <<http://www.maracanau.ce.gov.br/component/k2/item/403-empresas>>. Acesso em: fev. 2014.
- MARANHO, L. A.; ABREU, I. M.; SANTELLI, R. E.; CORDEIRO, R. C.; SOARES-GOMES, A.; MOREIRA, L. B.; MORAIS, R. D.; ABESSA, D. M. S. Acute and chronic toxicity of sediment samples from Guanabara Bay (RJ) during the rainy period. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58 (special issue IV SBO), p. 77-85, mar. 2010.
- MARCENIUK, A. P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 89 – 101, oct. 2005.
- MARCENIUK, A. P.; MENEZES, N. A. **Systematics of the family Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes), with a redefinition of the genera**. Auckland, New Zealand: Magnolia Press, 2007. 126 p.
- MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; MOUNIER, S.; PARAQUETTI, H. H. M.; MARQUES, W. S. Caracterização hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos estuários dos

rios Ceará e Pacoti, Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 16, n. 1, p. 037-048, 2002.

MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; PARAQUETTI, H. H. M.; DE PAIVA, E. C.; BOAS, R. C. V. Geochemistry of mercury in sediments of a sub-tropical coastal lagoon, Sepetiba Bay, southeastern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 61, n. 1, p. 57-64, may. 1998.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; MAIA, S. R. R.; LACERDA, L. D.; MARQUES, W. S. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n 5, p. 763-770, jun. 2004.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, jul. 2007.

MARINS, R.V.; LACERDA, L. D.; ABREU, I. M.; DIAS, F. J. S. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 33, n. 197, p.66-70, set. 2003.

MARINS, R.V.; PAULA FILHO, F.J.; ESCHRIQUE, S.A.; LACERDA, L.D. Anthropogenic sources and distribution of phosphorus in sediments from the Jaguaribe River estuary, NE, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 71, n. 3, p. 673-678, aug. 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Indicadores da zona costeira e marinha: indicador: percentual da população brasileira residente na zona costeira**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/219/_arquivos/populao_zona_costeira.pdf>. Acesso em: mar. 2014.

MISKIMMIN, B. M. Effect of natural levels of dissolved organic carbon (DOC) on methyl mercury formation and sediment-water partitioning. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 47, n. 5, p. 743-750, 1991.

MOISEENKO, T. I. Aquatic Ecotoxicology: Theoretical Principles and Practical Application. **Water Resources**, Russia, v. 35, n. 5, p. 530–541, aug. 2008.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 39, p. 53-60, 2006.

MONSERRAT, J. M., LIMA J. V., FERREIRA, J. L. R., ACOSTA, D., GARCIA, M. L., RAMOS, P. B., MORAES, T. B., SANTOS, L. C., AMADO, L. L. Modulation of antioxidant and detoxification responses mediated by lipoic acid in the fish *Corydoras paleatus* (Callychthyidae). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, v. 148, p. 287-292. 2008.

MONSERRAT, J. M., MARTÍNEZ P. E., GERACITANO, L. A., AMADO, L. L., MARTINS, C. M., PINHO, G. L., CHAVES I. S., FERREIRA-CRAVO, M., VENTURA-LIMA, J., BIANCHINI, A. Pollution biomarkers in estuarine animals: Critical review and new perspectives. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, v. 146, p. 221–234, sep. 2007.

- MUMFORD, S.; HEIDEL, J.; SMITH, C.; MORRISON, J.; MACCONNELL, B.; BLAZER, V. **Fish Histology and Histopathology Manual**. USFWS-NCTC (U.S. Fish & Wildlife Service - National Conservation Training Center). 2007. 357 p.
- NEWMAN, M. C.; UNGER, M.A. **Fundamentals of Ecotoxicology**. 2. ed. New York: Lewis Publishers, 2003. 458 p.
- NILIN, J., CASTRO, C.B., PIMENTEL, M.P., FRANKLIN JÚNIOR, W., MATOS, R.F.G., LOTUFO, T.M.C., COSTA- LOTUFO, L.V. Water toxicity assessment of the Ceará river estuary (Brazil). **Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology**, v.2, n.2, p. 107-113, may. 2007.
- NILIN, J. **Biomarcadores em estudos ambientais: a vigília dos bivalves na ria de Aveiro (Portugal) e no rio Ceará (Brasil)**. 2012. 156 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.
- NILIN, J.; MOREIRA, L. B.; AGUIAR, J. E.; MARINS, R.; ABESSA, D. M. S.; LOTUFO, T. M. C.; COSTA-LOTUFO, L. V. Sediment quality assessment in a tropical estuary: The case of Ceará River, Northeastern Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 91, p. 89-96, feb. 2013.
- NKPAA, K. W.; WEGWU, M. O.; ESSIEN, E. B. Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) levels in two commercially important fish species from crude oil polluted waters of ogoniland and their carcinogenic health risks. **Journal of Environment and Earth Science**. v. 3, n. 8, 2013.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C. A., KATSUMITI, A., FRANÇA, P., MASCHIO, J., ZANDONÁ, E., CESTARI, M. M., VICARI, T., ROCHE, H., SILVA DE ASSIS, H. C., FILIPAK NETO, F. Biomarkers responses in fish (*Atherinella brasiliensis*) of Paranaguá Bay, southern brazil, for assessment of pollutant effects. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 1-11, jan./mar. 2013.
- OLIVEIRA, R. C. B., MARINS, R. V. Geoquímica de metais-traços em solos e sedimentos superficiais da bacia inferior do rio Jaguaribe (Nordeste, Brasil). *In*: MARCOVECCHIO, J.E.; BOTTÉ, S.E.; FREIJE, R.H.(Ed). **Procesos geoquímicos superficiales en iberoamérica**. Bahía Blanca, Argentina: Red RiFyQA (Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental), 2014. p. 53-68.
- OLIVEIRA, M., AHMAD, I., MARIA, V. L., PACHECO, M., SANTOS, M. A. Monitoring pollution of coastal lagoon using *Liza aurata* kidney oxidative stress and genetic endpoints: an integrated biomarker approach. **Ecotoxicology**, v. 19, n. 4, p. 643–653, apr. 2010.
- OSPAR COMMISSION. Disponível em <<http://www.ospar.org>>. Acesso em: nov. 2014.
- PAN, J. F., WANG, W. X. Influences of dissolved and colloidal organic carbon on the uptake of Ag, Cd, and Cr by the marine mussel *Perna viridis*. **Environmental Pollution**, v. 129, n. 3, p. 467-477, jun. 2004.
- PEÑA-LLOPIS, S.; FERRANDO, M. D.; PEÑA, J. B. Fish tolerance to organoohosphate-induced oxidative stress is dependent on the glutathione metabolism and enhanced by N-acetylcysteine. **Aquatic Toxicology**, v. 65, p. 4, p. 337-360, dec. 2003.

- PEREIRA, S.P. **Modelagem da qualidade bacteriológica das águas costeiras de Fortaleza (Nordeste do Brasil)**. 2012. 174f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) –Depto. de Engenharia Civil, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.
- PERERA, B. I. G.; PATHIRATNE, A. Multiple biomarker responses of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to textile industry effluents reaching Bolgoda North Lake, Sri Lanka. **Sri Lanka J. Aquat. Sci.**, v. 15, p. 1-11, 2010.
- PIMENTEL, M. F. **Biomarcadores de contaminação aquática em baiacus (*Spherooides testudineus*) coletados no estuário do rio Pacoti-CE**. 2013. 143 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.
- PITOMBEIRA, S. C. ZEE Costeiro: Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro do Ceará. In: GRANZIERA, M. L. M.; GONÇALVES, A. (Org.). **Os Problemas da Zona Costeira no Brasil e no Mundo**, Santos : Editora Universitária Leopoldianum, 2012. p. 191-205.
- POLEKSIC, V., MITROVIC-TUTUNDZIC, V. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: MÜLLER, R., LLOYD, R. (Ed). **Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1994. p. 339-352.
- QUEIROGA, F. R., GOLZIO, J. E., DOS SANTOS, R. B., MARTINS, T. O., VENDEL, A. L. Reproductive biology of *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) in a tropical estuary in Brazil. **Zoologia**, v. 29, n. 5, p. 397–404, oct. 2012.
- QUEIROZ, L. R.; CASTRO, I. B.; ROCHA-BARREIRA, C. A. New Imposex Development Index (IDI) for *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Muricidae): A Transplantation Experiment in the Brazilian Northeast. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 2, n. 3, p. 249-256, sep. 2007.
- QUEIROZ, L.; ROSSI, Z.; MEIRELES, J.; COELHO, C. Shrimp aquaculture in the federal state of Ceará, 1970-2012: Trends after mangrove forest privatization in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 73, p. 54-62, dec. 2013.
- QUINN, B., GAGNE, F., BLAISE, C. Oxidative metabolism activity in *Hydra attenuata* exposed to carbamazepine. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 13, n.8, p. 1–6, jan. 2004.
- RAINBOW, P. S.; LUOMA, S. N. Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates—Modelling zinc in crustaceans. **Aquatic Toxicology**, v. 105, n. 3, p. 455-465, aug. 2011.
- RIGOTTO, R. M.; SILVA, A. M. C. Da; FERREIRA, M. J. M.; ROSA, I. F.; AGUIAR, A. C. P. Trends of chronic health effects associated to pesticide use in fruit farming regions in the state of Ceará, Brazil. **Rev. Bras. Epidemiol.**, v. 16, n. 3, p. 763-773, jun. 2013.
- ROSENFELD, G. Corante pancrômico para hematologia e citologia clínica. Nova combinação dos componentes do May-Grünwald e do Giemsa num só corante de emprego rápido. **Mem. Inst. Butantan**, v. 20: p. 329-34, 1947.
- RUAS, C. B. G., CARVALHO, C. S., ARAÚJO, H. S. S., ESPÍNDOLA, E. L. G., FERNANDES, M. N. Oxidative stress biomarkers of exposure in the blood of cichlid species

from a metal-contaminated river. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 71, p. 86–93, oct. 2008

SAES, R. V. T. S. **Estudo da contribuição da drenagem pluvial urbana sobre a poluição marinha na cidade de Fortaleza, CE**. 2014. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

SANCHEZ, W., PORCHER, J.-M., Fish biomarkers for environmental monitoring within the Water Framework Directive of the European Union. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 28, p. 150–158, mar. 2009.

SANTOS, J. A. **Determinação de cobre e zinco em fazendas produtoras de camarão do litoral leste do estado do Ceará**. 2005. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

SCHLENK, D. CELANDER, M. GALLAGHER, E. P., GEORGE, S., JAMES, M., KULLMAN, S. W., HURK, P. V. D., WILLET, K. Biotransformation in Fishes. *In*: DI GIULIO, R. T.; HINTON, D. E. **The Toxicology of Fishes**. Boca Ratón: CRC Press Taylor & Francis Group, 2008. p. 153-234.

SCHWAIGER, J., WANKE, R., ADAM, S., PAWERT, M., HONNEN, W., TRIEBSKORN, R. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 6, p. 75-86, sep. 1997.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ - SRHCE. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: fev. 2014.

SERIANI, R., RANZANI-PAIVA, M. J. T., GONÇALVES, A., SIQUEIRA, S. R., LOMBARDI, J. V. Determination of selenium toxicity to *Oreochromis niloticus* based on hematological parameters. **Acta Scientiarum-Biological Sciences**, p. 125-131, apr-jun 2012.

SEVCIKOVA, M., MODRA, H., SLANINOVA, A., SVOBODOVA, Z. Metals as a cause of oxidative stress in fish: a review. **Veterinary Medicine**, v. 56, p. 537–546, 2011.

SHUGART L. Molecular markers to toxic agents. *In*: Newman MC, Jagoe CH, editors. **Ecotoxicology: a hierarchial treatment**. Boca Raton, USA: CRC Press; 1996. p. 133–61.

SIES, H.; KOCH, O. R.; MARTINO, E., BOVERIS, A. Increased biliary glutathione disulfide release in chronically ethanol treated rats. **FEBS Lett.**, v. 103, n. 2, p. 287-290, jul. 1979.

SILVA DIAS, F.J.; MARINS, R. V., MAIA, L. P. Impact of drainage basin changes on suspended matter and particulate copper and zinc discharges to the ocean from the Jaguaribe River in the semiarid NE Brazilian coast. **Journal of Coastal Research**, Florida, v. 29, n. 5, p. 1137–1145, sep. 2013.

SILVA, A.C.; PINHEIRO, L.S.; MAIA, L.P.; MORAIS, J.O.; PINHEIRO, L. Estudo hidrodinâmico, climático e bacteriológico associado às fontes pontuais de poluição ao longo do litoral de Fortaleza. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, p. 83-90, jun. 2009.

SOARES, A M. L.; CARVALHO, M. S. B. S.; SOARES, Z. M. L.; ALMEIDA, M. A. G.; FREITAS FILHO, M. R.; ANDRADE, R. I. L.; CASTRO, G. L.; OLIVEIRA, P. C.; ALEXANDRE, Y. R. Mapeamento da carcinicultura marinha na zona costeira do Estado do Ceará utilizando imagens do satélite ResourceSat-1. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE

SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), XV, 2011, Curitiba. **Anais.....** INPE, p. 7021-7028, 2011.

SOUZA-SANTOS, L. P.; ARAÚJO, R. J. Water toxicity assessment in the Suape estuarine complex (PE-Brazil). **Ecotoxicol. Environ. Contam.**, v. 8, n. 1, p. 59-65, nov. 2013.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - SEMACE. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br>>. Acesso em: 12 fev. 2014.

TAVARES-DIAS, M., MARTINS, M. L., MORAES, F. R. Hepatosomatic and splenosomatic relation of intensively cultivated teleost fishes. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 1, p. 273-281, 2000.

TORRES, R. F. 2009. 134 f. **Disponibilidade dos metais cobre e chumbo em um canal de maré receptor de efluentes de carcinicultura**. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

TORRES, R. F.; LACERDA, L. D.; AGUIAR, J. E. Biodisponibilidade de Cu e Pb em sedimentos de um canal de maré afluente do estuário do jaguaribe – CE. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA (CBO), III, CONGRESSO IBERO-AMERICANO DE OCEANOGRAFIA (CIAO), I, 2008, Fortaleza. 2008.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology - A New Branch of Toxicology: A General Survey of its Aims Methods, and Prospects. **Ecological Toxicology Research**, Springer US, p. 3-23. 1975.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US EPA. Disponível em: <http://cfpub.epa.gov/npdes/home.cfm?program_id=6>. Acesso em: 11 mar. 2014.

_____. Framework for ecological risk assessment. Washington, DC: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-92/001. 1992.

_____. Ecological Effects Test Guidelines, OPPTS 850440, Fish acute toxicity test, freshwater and marine, EPA 712-C-97-118, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D. C. 1996.

_____. Method for assessing the chronic toxicity of marine and estuarine sediment - associated contaminants with the amphipod *Leptocheirus plumulosus*. EPA/R-01/020. Washington, DC, 2001. 130 p.

VAISMAN, A.G.; MARINS, R.V.; LACERDA, L.D. Characterization of the Mangrove Oyster, *Crassostrea rhizophorae*, as a Biomonitor for Mercury in Tropical Estuarine Systems, Northeast Brazil. **Bulletin of Environmental. Contamination and Toxicology**, v.74, n. 3, p. 582–588, dec. 2005.

VALAVANIDIS, A., VLAHOGIANNI, T., DASSENAKIS, M., SCULLOS, M. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 64, n. 2, p. 178-189, jun. 2006.

VALDEZ DOMINGOS, F. X., ASSIS, H. C. S., SILVA, M. D., DAMIAN, R. C., ALMEIDA, A. I. M., CESTARI, M. M., RANDI, M. A. F., OLIVEIRA RIBEIRO, C. A. Anthropic impact evaluation of two brazilian estuaries trough biomarkers in fish. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 4, n. 1-3, p. 21-30, aug. 2009.

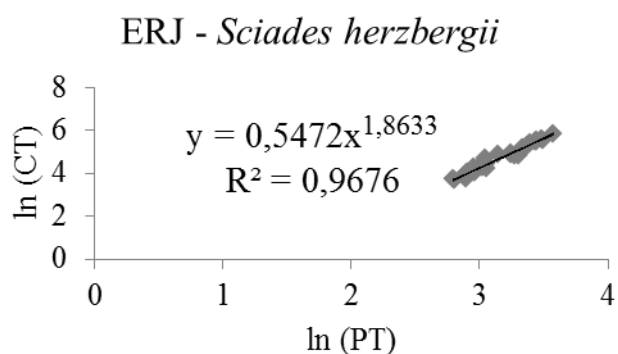
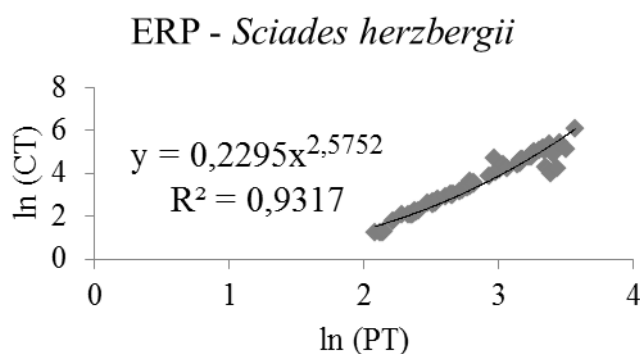
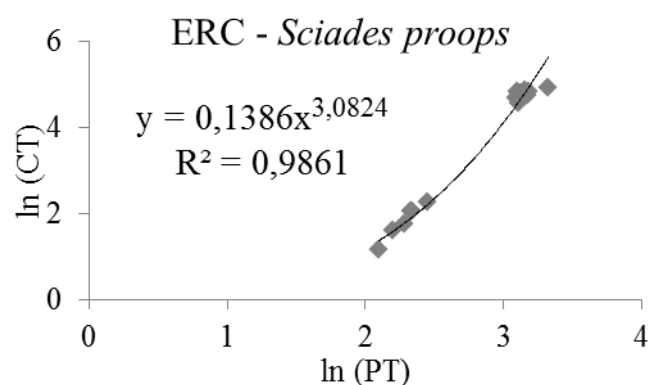
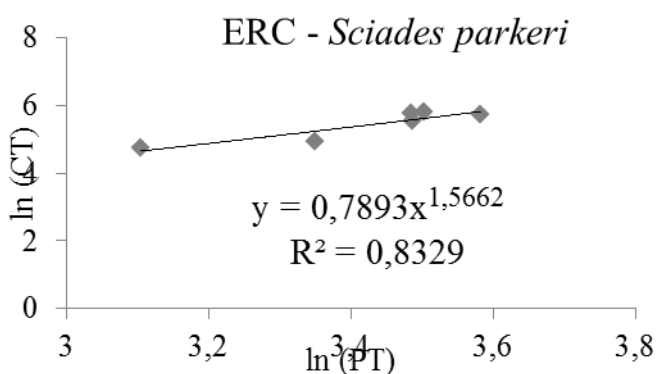
- VAN DER OOST, R., BEYER, J., VERMEULEN, N.E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57-149, aug. 2003.
- VARELA, G. J. A. C., MONTEIRO, L. H. U., GASTÃO, F, G. C., MAIA, L. P. Zoneamento geoambiental da área de proteção ambiental – APA do estuário do rio Ceará, Fortaleza/Ceará. **Estudos Geológicos**, v. 19, n.1, p. 69-79, 2009.
- VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e pratica**. Maringá, EDUEM, 169p. 1996.
- VEECK, L.; SILVA-FILHO, E. V.; WASSERMAN, J. C.; SELLA, S. M.; SANTOS, I. R.; LACERDA, L. D. Mercury distribution in sediments of a sub-tropical coastal lagoon, Sepetiba Bay, SE Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 1, p. 050 - 057, nov. 2007.
- VIARENGO, A., LOWE, D., BOLOGNESI, C., FABBRI, E., KOEHLER, A. The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, v. 146, p. 281–300, may. 2007.
- VIEIRA, R. H. S. F.; ATAYDE, M. A.; CARVALHO, E. M. R.; CARVALHO, F. C. T.; FONTELES FILHO, A. A. Contaminação fecal da ostra *Crassostrea rhizophorae* e da água de cultivo do estuário do Rio Pacoti (Eusébio, Estado do Ceará): Isolamento e identificação de *Escherichia coli* e sua susceptibilidade a diferentes antimicrobianos. **Braz. J. vet. Res. anim. Sci.**, São Paulo, v. 45, n. 3, p. 180-189, dez. 2008.
- VIEIRA, R.H.S.F.; MENEZES, F.G.R.; COSTA, R.A. MARINS, R.V.; ABREU, I.M.; FONTELES-FILHO, A.A.; SOUSA, O.V. Galerias pluviais como fonte de poluição de origem fecal para as praias de Fortaleza-Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 44, p. 5-12, 2012.
- WALLACE, W. G.; LUOMA, S. N. Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. II. Significance of trophically available metal (TAM). **Marine Ecology Progress Series**, v. 257, p. 125–137, aug. 2003.
- WALLNER, M.; SEELIGER, U.; TEIXEIRA, V. L.; JOVENTINO, F. P.; SILVA, S. C. Variações regionais na concentração de metais pesados na macroalga *Enteromorpha* sp. dos estuários do rio Ceará (Ceará), Lagoa do Mundaú (Alagoas) e Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro). **Arquivo de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 25, p. 41-50, dez. 1986.
- WHO International Programme on Chemical Safety (IPCS), 1993. Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. **Environmental Health Criteria** 155, World Health Organization, Geneva. 1993.
- WIENS, J. A. Applying ecological risk assessment to environmental accidents: Harlequin ducks and the Exxon Valdez oil spill. **Bioscience**, v. 57, n. 9, p. 769-777, oct. 2007.
- WILLS, E.D. Evaluation of lipid peroxidation in lipids and biological membranes. In: SNELL, K., MULLOCK, B. (Ed.), **Biochemical Toxicology: A Practical Approach**. Washington, USA: IRL Press, 1987. p. 127–150.

ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO - ZEE. Estimativas de Cargas de Nitrogênio, Fósforo e Metais Pesados de Interesse Ambiental para as Bacias Inferiores do Litoral do Estado do Ceará. SEMACE/LABOMAR. Fortaleza, 2005a. 84p.

_____. **Identificação de Metais nos sedimentos dos estuários do Estado do Ceará.** SEMACE/LABOMAR. Fortaleza, 2005b. 18p.

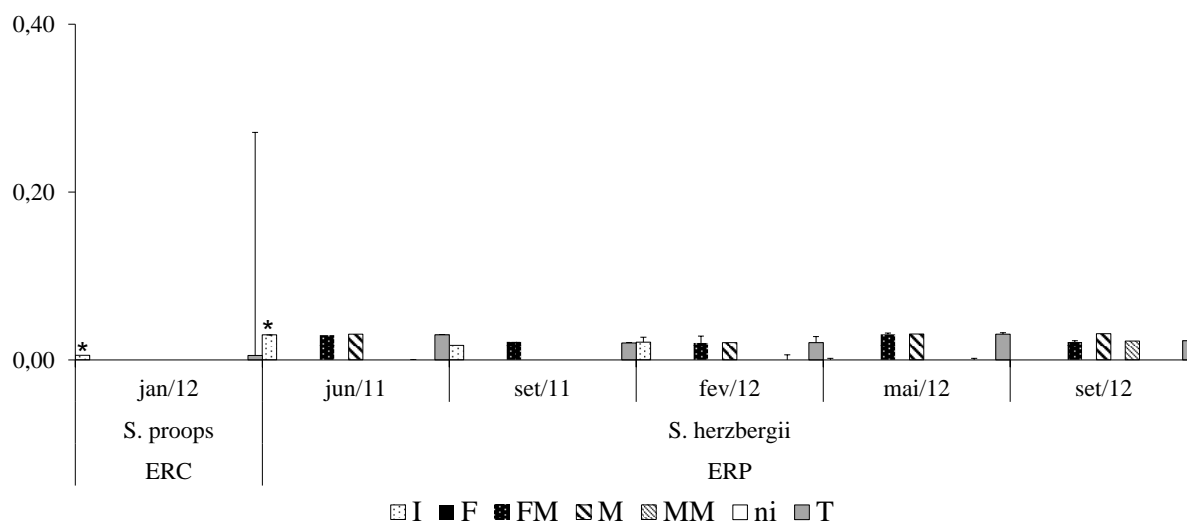
APÊNDICE A –

OBTENÇÃO DOS COEFICIENTES DE REGRESSÃO (b) DA EQUAÇÃO ($PT=aCT^b$) ATRAVÉS DA RELAÇÃO DOS LOGARITMOS NATURAIS (\ln) DO COMPRIMENTO TOTAL (CT) E PESO TOTAL (PT) DOS BAGRES COLETADOS NOS ESTUÁRIOS DOS RIOS CEARÁ (ERC), PACOTI (ERP) E JAGUARIBE (ERJ), CEARÁ, BRASIL, ENTRE JUNHO DE 2011 E NOVEMBRO DE 2012



Fonte: Elaborado pela autora.

APÊNDICE B –
FATOR DE CONDIÇÃO (K) DE *Sciades proops* COLETADOS NO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ (ERC) E DOS BAGRES DO ESTUÁRIO DO RIO PACOTI (ERP)



Fonte: Elaborado pela autora. Legenda: Média (colunas) e desvio padrão (barras); I=imaturado; F =fêmea; FM=fêmea madura; M=macho; MM=macho maduro; ni=não identificado; T=total; Diferenças significativas para o mesmo sexo em relação a todas as coletas ($p < 0,001$): *diferença significativa em relação aos demais.

ANEXO A - VALORES DE REFERÊNCIA: RESOLUÇÃO CONAMA nº 357/2005**Seção III**

Das Águas Salobras

Art. 6º As águas salobras são assim classificadas:

(...)

II - classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à aquicultura e à atividade de pesca;
- d) ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; e
- e) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.

(...)

Seção IV

Das Águas Salobras

Art. 21 As águas salobras de classe 1 observarão as seguintes condições e padrões:

I - condições de qualidade de água:

- a) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- b) carbono orgânico total: até 3 mg/L, como C;
- c) OD, em qualquer amostra: não inferior a 5 mg/L O₂;
- d) pH: 6,5 a 8,5;
- e) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- f) materiais flutuantes: virtualmente ausentes;
- g) substâncias que produzem cor, odor e turbidez: virtualmente ausentes;
- h) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes; e
- i) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para o cultivo de moluscos bivalves destinados à alimentação humana, a média geométrica da densidade de coliformes termotolerantes, de um mínimo de 15 amostras coletadas no mesmo local, não deverá exceder

43 por 100 mililitros, e o percentil 90% não deverá ultrapassar 88 coliformes termolerantes por 100 mililitros. Esses índices deverão ser mantidos em monitoramento anual com um mínimo de 5 amostras. Para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, bem como para a irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, não deverá ser excedido o valor de 200 coliformes termotolerantes por 100mL. Para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

II - Padrões de qualidade de água:

TABELA VII - CLASSE 1 - ÁGUAS SALOBRAS	
PADRÕES	
Parâmetros inorgânicos	Valor máximo
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Arsênio total	0,01 mg/L As
Berílio total	5,3 µg/L Be
Boro	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,005 mg/L Cd
Chumbo total	0,01 mg/L Pb
Cianeto livre	0,001 mg/L CN
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobre dissolvido	0,005 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo total	0,124 mg/L P
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	0,40 mg/L N
Nitrito	0,07 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	0,40 mg/L N
Polifosfatos (determinado pela diferença entre fósforo ácido hidrolisável total e fósforo reativo total)	0,062 mg/L P
Prata total	0,005 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfetos (como H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L S
Zinco total	0,09 mg/L Zn
Parâmetros orgânicos	Valor máximo
Aldrin + dieldrin	0,0019 µg/L
Benzeno	700 µg/L
Carbaril	0,32 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,004 µg/L
2,4-D	10,0 µg/L
DDT (p,p'DDT+ p,p'DDE + p,p'DDD)	0,001 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Endossulfan (α + β + sulfato) ⁷⁵	0,01 µg/L
Etilbenzeno	25,0 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,003 mg/L C ₆ H ₅ OH
Gution	0,01 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,001 µg/L
Lindano (γ-HCH) ⁷⁶	0,004 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Monoclorobenzeno	25 µg/L
Paration	0,04 µg/L
Pentaclorofenol	7,9 µg/L
PCBs - Bifenilas Policloradas	0,03 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno	0,2 LAS
2,4,5-T	10,0 µg/L
Tolueno	215 µg/L
Toxafeno	0,0002 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	0,010 µg/L TBT
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	80,0 µg/L

ANEXO B - VALORES DE REFERÊNCIA: RESOLUÇÃO CONAMA n° 357/2005

CAPÍTULO IV

Das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes

§ 5o Padrões de lançamento de efluentes:

TABELA X - LANÇAMENTO DE EFLUENTES	
PADRÕES	
Parâmetros inorgânicos	Valor máximo
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total <i>(novo valor dado pela Resolução n° 397/08)</i>	0,2 mg/L CN 1,0 mg/L CN
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos) <i>(nova redação e valor dados pela Resolução n° 397/08)</i>	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo total hexavalente <i>(nova redação e valor dados pela Resolução n° 397/08)</i>	0,5 mg/L Cr 0,1 mg/L Cr ⁶⁺
Cromo trivalente <i>(nova redação e valor dados pela Resolução n° 397/08)</i>	1,0 mg/L Cr ³⁺
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe ⁷⁸
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn
Mercurio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn
Parâmetros orgânicos	Valor máximo
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroeteno (somatório de 1,1 + 1,2 cis + 1,2 trans) <i>(nova redação dada pela Resolução n° 397/08)</i>	1,0 mg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/L C ₆ H ₅ OH
Tetracloroeto de Carbono	1,0 mg/L
Tricloroeteno	1,0 mg/L

ANEXO C - VALORES DE REFERÊNCIA: RESOLUÇÃO CONAMA nº 454/2012

Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.

(...)

- a) Nível 1 - limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota;
- b) Nível 2 - limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

(...)

2ª. ETAPA - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA

A caracterização química do material a dragar deve determinar as concentrações das substâncias poluentes contidas na fração total da amostra.

Para disposição em solo, a comparação dos resultados deve ser realizada com os valores nacionais estabelecidos para solos pela Resolução CONAMA no 420/2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas ou norma estadual vigente. Para disposição em águas sob jurisdição nacional, os resultados serão comparados com os níveis de classificação do material a ser dragado, previstos na Tabela III.

TABELA III
NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL A SER DRAGADO

SUBSTÂNCIAS		NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL A SER DRAGADO (em unidade de material seco)				
		ÁGUA DOCE		ÁGUA SALINA/SALOBRA		
		Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	
Metais e Semi metais (mg/kg)	Arsênio (As)	5,9 ¹	17 ¹	19 ⁴	70 ²	
	Cádmio (Cd)	0,6 ¹	3,5 ¹	1,2 ²	7,2 ²	
	Chumbo (Pb)	35 ¹	91,3 ¹	46,7 ²	218 ²	
	Cobre (Cu)	35,7 ¹	197 ¹	34 ²	270 ²	
	Cromo (Cr)	37,3 ¹	90 ¹	81 ²	370 ²	
	Mercurio (Hg)	0,17 ¹	0,486 ¹	0,3 ⁴	1,0 ²	
	Níquel (Ni)	18 ¹	35,9 ¹	20,9 ²	51,6 ²	
	Zinco (Zn)	123 ¹	315 ¹	150 ²	410 ²	
	TBT (µg/kg)	Tributílestano	-	-	100 ³	1.000 ³
Pesticidas organoclorados (µg/kg)	HCH (Alfa-HCH)	-	-	0,32 ³	0,99 ³	
	HCH (Beta-HCH)	-	-	0,32 ³	0,99 ³	
	HCH (Delta-HCH)	-	-	0,32 ³	0,99 ³	
	HCH (Gama-HCH/Lindano)	0,94 ¹	1,38 ¹	0,32 ³	0,99 ³	
	Clordano (Alfa)	-	-	2,26 ³	4,79 ³	
	Clordano (Gama)	-	-	2,26 ³	4,79 ³	
	DDD ^a	3,54 ¹	8,51 ¹	1,22 ³	7,81 ³	
	DDE ^b	1,42 ¹	6,75 ¹	2,07 ³	374 ³	
	DDT ^c	1,19 ¹	4,77 ¹	1,19 ³	4,77 ³	
	Dieldrin	2,85 ¹	6,67 ¹	0,71 ³	4,3 ³	
	Endrin	2,67 ¹	62,4 ¹	2,67 ³	62,4 ³	
PCBs (µg/kg)	Bifenilas Policloradas - Somatória das 7 bifenilas ^d	34,1 ¹	277 ¹	22,7 ²	180 ²	
Hidrocarbonetos Policíclicos Aro-máticos-HAPs (µg/kg)	Grupo A	Benzo(a)antraceno	31,7 ¹	385 ¹	280 ⁴	690 ¹
		Benzo(a)pireno	31,9 ¹	782 ¹	230 ⁴	760 ¹
		Criseno	57,1 ¹	862 ¹	300 ⁴	830 ¹
		Dibenzo(a,h)antraceno	6,22 ¹	135 ¹	43 ⁴	140 ¹
	Grupo B	Acenafieno	6,71 ¹	88,9 ¹	16 ⁴	500 ²
		Acenafieno	5,87 ¹	128 ¹	44 ⁴	640 ²
		Antraceno	46,9 ¹	245 ¹	85,3 ²	1100 ²
		Fenantreno	41,9 ¹	515 ¹	240 ²	1300 ²
		Fluoranteno	111 ¹	2355 ¹	600 ²	5100 ²
		Fluoreno	21,3 ¹	144 ¹	19 ⁴	540 ²
		2-Metilnaftaleno	20,2 ¹	201 ¹	70 ²	670 ²
		Naftaleno	34,6 ¹	391 ¹	160 ²	2100 ²
	Somatória de HAPs	Pireno	53 ¹	875 ¹	665 ²	2600 ²
			1000	-	4000 ^{4-e}	-

ANEXO D – ANETÉSICO EUGENOL 0,04%

400µL de óleo de cravo (Eugenol)

3600 µL de metanol

1L de água do local

- Imergir o peixe por cerca de 10 minutos ou até que ele não apresente mais reflexos.

ANEXO E – SOLUÇÃO DE DAVIDSON

330mL de álcool 95%

220mL de formol 100%

115mL de ácido acético glacial

335mL de água destilada

Volume final: 1L

ANEXO F - CORANTE ROSENFELD

Giensa em pó 0,97 g

May-Grünwald em pó 0,53 g

Metanol 1000 mL

- Armazenar o corante em frasco ambar escuro, em temperatura ambiente.

Coloração: Cobrir-se a extensão com 10 gotas do corante Rosenfeld deixando-o por mais ou menos 3 minutos. Seqüencialmente adiciona-se água destilada sobre as lâminas homogenizando as mesmas com o auxílio de uma bastão de vidro, deixando contra-corar por mais 10 minutos. Em seguida, deve-se passar rapidamente (2 segundos) as lamina em solução de metanol para remover impurezas do corante e depois lavar as lâminas, com água de torneira e deixa-las secar a temperatura ambiente.

ANEXO G – HOMOGENEIZAÇÃO DE TECIDOS

Solução Estoque A: Tampão de Homogeneização (Volume final: 1L)

TRIS (121,14g/mol) 50 mM (força do tamponamento)	6,05 g
EDTA (372g/mol) 1 mM (agente quelante)	0,292 g
DTT (154,3g/mol) 1 mM (agente redutor)	0,54 g
Sacarose (342,3g/mol) 50 mM.	17,116 g
KCl : (74,55g/mol) 150 mM (sal para renaturação)	11,18 g

- Preparar um dia antes do uso.
- Se deseja preparar para mais dias, tem de se realizar uma solução com todos os reagentes menos o DTT e o PMSF que devem ser adicionados no momento do uso.
- Manter em geladeira.
- Ajustar o pH para 7,6 no dia do uso com gotas de HCl.

Solução Estoque B: PMSF (Volume final: 1mL)

PMSF (174,2g/mol) 100mM (inibidor de protease).....	0,0174 g
Etanol P.A.	1mL

- Armazenar refrigerado (-20C), envolto com papel alumínio
- Apenas no momento do uso para homogeneizar os tecidos deve ser adicionado no tampão de uso sobre gelo

Solução Tampão de Homogeneização: TAMPÃO DE USO (Volume final: 100mL)

. Tampão de homogeneização - ESTOQUE A	99 mL
. PMSF - ESTOQUE B	1mL

- Deve ser adicionado na amostra sobre gelo
- Preparar apenas no dia do uso. Se deseja preparar para mais dias colocar os reagentes menos o DTT e o PMSF que devem ser adicionados no momento do uso:
- Para uma solução de 10ml de tampão de uso, deve-se colocar 9,9mL do Estoque A + 0,001g de DTT + 100uL do Estoque B
- A partir da formação do TAMPÃO DE USO tem-se a validade de 55min para realizar todo o processo de homogeneização (incluindo a centrifugação)

Homogeneização:

- Preparo do tampão
- Ajuste do pH do tampão (7,6) – manter refrigerado

Material de bancada:

- Aparelho homogeneizador
- Béquer com Tampão de Uso, Amostras – manter refrigerado (bandeja com gelo)

- Recipiente pequeno com gelo para manter a amostra que estiver sendo homogeneizada constantemente refrigerada
- Pipetas e ponteiras para tampão e amostras
- Eppendorfs enumerados para todas as amostras (homogenato e sobrenadante)
- Água destilada (béquer e pissetas), papel toalha, pinça, tesoura cirúrgica, pote para descarte.

Em um eppendorf de fundo chato (2mL), colocar um pedaço do tecido e uma quantidade conhecida do tampão (1400 μ L), homogeneizar no aparelho, lembrando sempre de manter a amostra refrigerada e proceder o mais rápido possível sob o bastão (2 min).

O ideal é usar as amostras em eppendorf de fundo reto, se for homogeneizar a amostra toda. O mesmo eppendorf da amostra pode ser usado para colocar o volume que vai ser centrifugado. Após centrifugado, o sobrenadante deve ser transferido para outro eppendorf.

Limpar o bastão do homogeneizador com água destilada sempre entre uma amostra e outra.

As amostras de tecido ou homogenatos devem estar sempre no gelo.

Centrifugação:

- Antes de iniciar a homogeneização, resfriar a centrífuga (*fast cool* ou *fast time*) à 4°C.
- Centrifugar as amostras homogeneizadas a 15000g por 20 min (4°C).
- Separar cuidadosamente o sobrenadante com uma pipeta, transferindo o mesmo para um novo eppendorf já etiquetado.
- Armazenar todos os eppendorfs (sobrenadantes e pellets) a -80°C até o ensaio enzimático

ANEXO H - QUANTIFICAÇÃO DE PROTEÍNAS TOTAIS (BRADFORD, 1976)

Solução de Bradford (Estoque) - (Volume final: 500 ml):

Comassie Blue G250	0,0500 g
Etanol 95%*	25 L

*Etanol 95%: 1,25ml de água Mili-Q + 23,75ml de Etanol Absoluto

- Colocar a solução acima em proveta de 500mL e avolumar com 50mL de ácido fósfórico 85% (H₃PO₄) - O reagente já vem nesta concentração.
- Adicionar 300mL de água Mili-Q.
- Agitar com 'peixinho' (agitador magnético) por aproximadamente 15 minutos.
- Avolumar com água Mili-Q até 500mL (volume final da solução).
- Agitar por mais 3 minutos com "peixinho".
- Filtrar a solução na malha de 0,45µm a vácuo (este processo demora um certo tempo).
- Armazenar esta solução em vidro âmbar envolto em papel alumínio (fotossensível).
- Manter na geladeira por até 2 meses.

Curva de BSA (Bovine Serum Albumin):

- Preparar solução estoque: 3mg/ml de BSA + 2ml de água Mili-Q (armazenar à -20°C).
- Montar curva BSA seguindo as concentrações do quadro (7 eppendorfs):

<i>Standart</i>	<i>Solução estoque</i>	<i>Água Mili-Q</i>
3 mg/mL	0,0060 g	2 mL
2 mg/mL	200 µL da solução anterior	100 µL
1,5 mg/mL	187,5 µL da solução anterior	62,5 µL
1 mg/mL	166,6 µL da solução anterior	83,4 µL
0,8 mg/mL	160 µL da solução anterior	40 µL
0,5 mg/mL	93,7 µL da solução anterior	56,3 µL
0,2 mg/mL	60 µL da solução anterior	90 µL
Branco	-	20 µL

Leitura da Amostras:

- Usar microplaca transparente (200 µL).
- Pipetar curva e amostras em duplicata: 20 µL da amostra + 180 µL de Bradford.
- Branco da curva: 20 µL de água Mili-Q + 180 µL de bradford.
- Branco das amostras: 20 µL do tampão de homogeneização (tampão de uso) + 180 µL de bradford.
- Incubar a microplaca no escuro por 30 min, e, então, iniciar a leitura no espectrofotômetro ($\lambda = 595\text{nm}$).

Cálculo das proteínas totais:

- Plotar, no programa Excel, os valores da leitura das amostras (absorbância) na curva de BSA, cujos valores da concentração de proteínas são conhecidos.
- A curva do padrão de proteínas é gerada a partir da regressão linear das médias dos valores de absorbância da curva de BSA, subtraindo-se o valor do branco.
- Valores de absorbância da amostra que estiverem acima do valor máximo da curva padrão obtida devem ser refeitos, diluindo-se a amostra na pipetagem da placa.

(Fator de diluição = volume final da solução da amostra / volume usado da amostra)

(Lembrar de multiplicar o fator de diluição no cálculo final da concentração de proteína da amostra que foi diluída)

- A média das leituras da amostra (y), subtraída da leitura do tampão, deve ser aplicada na fórmula da regressão linear obtida da curva ($y=ax+b$), resultando no valor final da concentração de proteínas totais da amostra (x).

ANEXO I - ACETILCOLINESTERASE (AChE)

Tampão Fosfato (Solução A):

Básica K_2HPO_4 (PM=174,18 g/mol; pH= 9,48) - 0,1M	3,4836g
Água Mili-Q	200mL

Ácida KH_2PO_4 (PM=136,09 g/mol; pH=4,53) - 0,1M	2,7220g
Água Mili-Q	200mL

- Adicionar na solução básica pequenas quantidades da solução ácida, até obter o pH 7,6
- Conservar em geladeira

Solução de acetilcolina (Solução B) – (Volume final: 1,5mL):

Acetilcolina ($C_7H_{16}INOS$) (PM=289,7 g/mol) - 0,075M	0,0325g
Água Mili-Q	1,5mL

- Envolver em papel alumínio (fotodegradável).
- Conservar em geladeira.
- Validade: 1 semana.

Solução de DTNB (Solução C) – Volume final: 5mL:

NaHCO ₃ (bicarbonato de sódio) (PM=84,01 g/mol)	0,0075g
Solução A (Tampão Fosfato)	2,5mL

DTNB ($C_{14}H_8N_2O_8S_2$) (PM=396,3 g/mol) - 10mM.....	0,0198g
Solução A (Tampão Fosfato)	2,5mL

- Misturar as duas soluções acima, no volume final de 5 mL.
- Conservar em geladeira

Solução de Reação (Solução D) – Volume final: 156mL):

Solução A (tampão fosfato) - 0,1 M ; pH=7,2	150 mL
Solução B (solução de acetilcolina) - 75mM	1,0 mL
Solução C (solução de DTNB) - 10mM	5,0 mL

- Conservar em geladeira.
- Deve ser preparada no máximo 15min antes do ensaio enzimático.

Ensaio:

- Microplaca transparente de 96 cavidades.
- Preparar soluções A, B e C.
- Pipetar amostras: 33,4 μ L.
- Misturar soluções (preparar solução D).
- Pipetar solução D: 166,6 μ L.
- Triplicatas.

- Branco: apenas 200,0 μ l Solução D (solução de reação)
- Leitura: 412nm, 20minutos (a cada 5 min.).

ANEXO J – EROD (7-etoxiresorufina-O-dietilase)

Tampão substrato (A) (Volume final: 500mL):

Trizma base	1,5142 g
Tween 20	1,5 mL

- Avolumar com água Mili-Q.
- pH 7,4; 4°C; sem vencimento.

Stock substrato Ethoxyresorufin (B) (Volume final: 5 mL):

5mM ethoxyresorufin	0,006 g
DMSO	5 mL

- O DMSO é extremamente tóxico (trabalhar na capela!), e no frio se solidifica, deixe-o em temperatura ambiente para usar.
- Guardar à 4°C, no escuro (envolver em papel alumínio).

Solução diária de Ethoxyresorufin (C) – 5µM (Volume final: 40 mL):

Stock substrato Ethoxyresorufin (B)	400 µL (0,4 mL)
Tampão substrato (A)	39,6 mL

- Armazenar em tubo fálcon de 50 mL envolto em papel alumínio em geladeira.
- Rendimento aproximado: 2 placas.

Tampão NADPH – 1 mM (D):

- Dissolver 0,0166 g NADPH em 20 mL de NaOH 0,02mM*.

*NaOH 0,02mM (100mL): $0,00002 \text{ moles} \times 40\text{g/mol} \times 0,1\text{L} = 0,000089\text{g NaOH (P.A.)}$.

Curva padrão de Resorufin:

- Preparar solução concentrada Resorufin 5mM (10mL), em DMSO, escuro, à 4°C.

(10mL: $0,005 \text{ moles de resorufin}/1000 \text{ ml de dissolvido} \times 235,2\text{g resorufin}/1\text{mol de resorufin} = 0,01176\text{g de sal de resorufin}$).

- Solução diária - Resorufin 5 µM: 10µL de resorufin 5mM em 9,990mL de DMSO.

- Curva padrão:

[resorufin] nmol	V resorufin (B) (μL)	Tampão de homogeneização (μL)	Substrato (C) (μL)	NADPH (D) (μL)
0	0	50	160	10
0,01	2	48	160	10
0,025	5	45	160	10
0,05	10	40	160	10
0,1	20	30	160	10
0,15	30	20	160	10
0,20	40	10	160	10

Ensaio:

- Duplicata; placa escura.
- 50 μL de amostra + 160 μL de substrato (C) + 10 μL de NADPH (D)
- Branco: tampão de homogeneização.
- Leitura: 1 hora, a cada 10 min; Excitação: 530nm; Emissão: 590 nm.

Obs: a reação começa assim que se pipeta o NADPH (usar pipeta multicanal e o mais rápido possível).

ANEXO K – GLUTATIONA PEROXIDASE (GPX)

Meio de reação (Volume final: 14,5 mL):

Azida sódica (MM=65,01g/mol)	0,0027 g
NADPH (MM=833,4g/mol)	0,0035 g
GSH (MM=307,32g/mol)	0,0127 g
Glutaciona redutase (GR 2,7 mg prot.mL ⁻¹ , 168 U.mg.prot ⁻¹)	45 µL
Tampão fosfato de sódio (0,1M, pH 7,0)	14,45 mL

- Manter em banho maria a 25°C.
- Usar em menos de 4 horas.

Solução de peróxido de hidrogênio 5mM (Volume final: 10 mL):

- Pipetar 26 µL de H₂O₂ (MM=34g/mol) em 10 mL de tampão fosfato de sódio (0,1M, pH 7,0).
- Pipetar 1mL da solução anterior + 9mL de tampão fosfato de sódio (0,1M, pH 7,0).

Tampão fosfato de sódio (0,1M, pH 7,0):

- Na₂HPO₄ (Básica): 5,6784g + 350 mL água deionizada; ajustar para 400mL.
- NaH₂PO₄ (Ácida): 4,7992g + 350 mL água deionizada; ajustar para 400mL.
- Misturar a solução ácida na básica até obter o pH 7,0.

Tampão fosfato salina - PBS (pH 7,2) (Volume final: 1000mL):

NaCl (MM = 58,44 g/mol)	7,98 g
KCl (MM = 74,56 g/mol)	0,20 g
Na ₂ HPO ₄ (7H ₂ O) fosfato de sódio dibásico (MM = 268,07 g/mol)	1,44 g
KH ₂ PO ₄ fosfato de potássio monobásico (MM = 136,09 g/mol)	0,24 g

- Avolumar com água deionizada.
- Ajustar pH 7,2.

Ensaio:

- Microplaca de 96 poços; triplicata.
- 20 µL da amostra + 140 µL do meio de reação (aguardar 2 min.) + 40 µL solução H₂O₂
- Leitura imediata em espectrofotômetro, 340 nm, 5 min a cada 50 segundos.

ANEXO L - GLUTATIONA REDUTASE (GR)

Tampão:

- Em 500mL, preparar uma solução de 200mM de NaH_2PO_4 (P.M.=120 a 99%) (12,12g)
- Em 500mL, preparar uma solução de 200mM de Na_2HPO_4 (P.M.=141,96 a 99%) (14,34g) (*sobe o pH- colocar primeiro*).
- Adicionar um pequeno volume de água mili-Q e em seguida os reagentes. Para o tampão, em um frasco de 1L, misturar as duas soluções até atingir o pH 7,6.
- Tampão: se conserva em geladeira mas se usa em temperatura ambiente; usado como solvente, substituindo a água nos substratos.

Substratos:

- A) 0,0613 g glutatona oxidada + 10 mL tampão (-20°C)
- B) 0,008334 g NADPH + 10 mL tampão (-20°C)

Solução final (25 mL):

- 2,5 mL substrato A.
 - 2,5 mL substrato B.
 - 200 mL tampão
- Agitar e guardar à 30°C.

Ensaio:

- 15 μL da amostra + 200 μL da solução final
- Branco: 15 μL do tampão de homogeneização + 200 μL da solução final
- Leitura: 340nm; 10 minutos, a cada 2 minutos (30°C).

ANEXO M - GLUTATIONA-S-TRANSFERASE (GST)Tampão de Reação GSH (Volume final: 150mL):

1mM GSH (glutathiona reduzida) – (307,3g/mol)	0,046058g
1mM 1-Chloro-2,4-dinitrobenzol (CDNB) – (202,55g/mol)	0.030385g
125 mM NaCl – (58,44g/mol)	1,0957g
10mM HEPES – (238,3g/mol)	0,390435g

- Avolumar para 150mL de água Mili-Q (sobre balança); agitar com ‘peixinho’ até dissolver (demorado).
- Armazenar em vidro envolto em papel alumínio à 4°C
- Ajustar o pH para 6,5 com NaOH
- Estável por 1 dia

Ensaio:

- Microplaca transparente de 96 cavidades.
- Pipetar 200 µL do tampão de reação GSH + 50 µL da amostra, em duplicata.
- Branco: 200 µL do tampão de reação GSH + 50 µL do tampão de homogeneização.
- Leitura: 340nm, 30minutos (a cada 5 min.).

ANEXO N - LIPOPEROXIDAÇÃO (LPO)

Solução estoque HCl 0,1M:

- 3,64 mL HCl + 996,36 de água mili-Q
- Conservar em frasco de vidro (cristal).

Tetramethoxypropano (TMP) 0,001%:

- Solução diária (para curva).
- Solução 0,1%: 10 μ L de TMP + 9,990 mL de HCl 0,1M (conservar em cristal, no escuro, à 4°C).
- Solução 0,001%: 10 μ L da solução anterior + 990 μ L de água mili-Q (em eppendorf envolto em papel alumínio, pesar suavemente sobre balança; preparar na hora que usar).

FeSO₄ (Volume final: 1L):

- P.M.: 278,02 g/mol (1mM)
- Pesar 0,1391 g em 500 mL

Ác. Tricloroacético (TCA) 10% em 1mM FeSO₄ (250mL):

- 25 mL TCA em 225 mL FeSO₄
- Conservar em cristal, à temperatura ambiente.

Ác. Tiobarbitúrico 0,67% (TBA):

- 1,675 g de TBA em 250 mL água mili-Q.
- Conservar em cristal envolto em alumínio, à temperatura ambiente (para não empedrar).

*Todos os reagentes devem ser preparados na capela!

Ensaio:

- Ligar o banho maria (70°C).

- Curva padrão (preparar em eppendorfs de 1,5 mL):

Concentração (µM/L)	Volume TMP 0,001% (µL)	Volume água mili-Q (µL)	Volume TCA (µL)	Volume TBA (µL)
0	0	150	300	150
0,6	6	144	300	150
1,5	15	135	300	150
3	30	120	300	150
4	40	110	300	150
6	60	90	300	150
10	100	50	300	150

- Em eppendorf (1,5mL): 150 µL amostra + 300 µL TCA 10% + 150 µL TBA 0,67% → Agitar → 10 minutos à 70 °C (banho maria) → tirar 200 µL (cuidadosamente para não ressuspender e pipetar devagar para evitar bolhas) e pipetar na microplaca.
- Branco: tampão de homogeneização.

*Fazer um suporte com isopor para encaixar os eppendorfs durante o banho maria.

- Leitura: Fluorescência: excitação: 530 nm/emissão: 590 nm.
- Usar microplaca escura e ler o mais rápido possível após aquecer.

**ANEXO O – PROTOCOLO DE INCLUSÃO DE TECIDOS
(PROCESSADOR AUTOMÁTICO LUPE TEC)**

Álcool etílico 70%.....	1 hora
Álcool etílico 80%.....	1 hora
Álcool etílico 80% (2).....	1 hora
Álcool etílico 95%.....	1 hora
Álcool etílico 95% (2).....	1 hora
Álcool etílico 100%.....	1 hora
Álcool etílico 100% (2).....	1 hora
Álcool etílico 100% (3).....	1 hora
Xilol.....	1 hora
Xilol (2).....	1 hora
Parafina.....	1 hora
Parafina (2).....	1 hora

ANEXO P – PROTOCOLO PARA COLORAÇÃO DE TECIDOS (H&E)

Xilol.....	5 min
Xilol.....	5 min
Xilol.....	5 min
Álcool etílico 100%.....	3 min
Álcool etílico 100%.....	3 min
Álcool etílico 95%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 95%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 80%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 80%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 50%.....	10 mergulhos
Água destilada.....	5 lavagens
Hematoxilina.....	4 – 5 min
Água corrente.....	6 mergulhos
Eosina.....	15 seg a 3 min
Álcool etílico 95%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 95%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 95%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 100%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 100%.....	10 mergulhos
Álcool etílico 100%.....	10 mergulhos
Xilol.....	10 mergulhos
Xilol.....	10 mergulhos
Xilol.....	10 mergulhos
Xilol.....	Durante toda a montagem da lâmina

- Meio de montagem das lâminas permanentes: Entellan.