

DANILO FRANCISCO CORRÊA LOPES

**O USO DA ICTIOFAUNA COMO BIOINDICADORA DE QUALIDADE
AMBIENTAL DE ESTUÁRIOS NEOTROPICAIS**

RECIFE,

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA

**O USO DA ICTIOFAUNA COMO BIOINDICADORA DE QUALIDADE
AMBIENTAL DE ESTUÁRIOS NEOTROPICAIS**

Danilo Francisco Corrêa Lopes

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Doutor.

Prof^a. Dr^a. FLÁVIA LUCENA FRÉDOU
Orientador

**Prof. Dr. RANILSON DE SOUZA
BEZERRA**
Co-orientador

Recife,

Fevereiro/2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

L864u Lopes, Danilo Francisco Corrêa.
 O uso da ictiofauna como bioindicadora de qualidade ambiental
 de estuários neotropicais / Danilo Francisco Corrêa Lopes. – Recife,
 2018.
 131 f.: il.

 Orientador(a): Flávia Lucena Frédou.
 Coorientador(a): Ranilson de Souza Bezerra.
 Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco
 Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e
 Aquicultura, Recife, BR-PE, 2018.
 Inclui referências.

 1. Bioindicadores 2. Biomarcadores 3. Acetilcolinesterase
 4. Ictiofauna I. Frédou, Flávia Lucena, orient. II. Bezerra, Ranilson de
 Souza, coorient. III. Título

CDD 639

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA

**O USO DA ICTIOFAUNA COM BIOINDICADORA DE QUALIDADE
AMBIENTAL DE ESTUÁRIOS NEOTROPICAIS**

Danilo Francisco Corrêa Lopes

Tese julgada adequada para obtenção do
título de doutor em Recursos Pesqueiros e
Aquicultura. Defendida e aprovada em
27/02/2018 pela seguinte Banca
Examinadora.

Profa. Dra. Flávia Lucena Frédou

(Orientadora)

Departamento de Pesca e Aquicultura
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr. Janilson Felix da Silva

Departamento de Bioquímica e Biofísica
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Juliana Ferreira dos Santos

Unidade Acadêmica de Serra Talhada- UFRPE

Prof. Dr. Thierry Frédou

Departamento de Pesca e Aquicultura
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Paulo Guilherme Vasconcelos de Oliveira

Departamento de Pesca e Aquicultura
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dedicatória

Dedicamos este trabalho a Maria Fausta Sant'Anna Neta
(*in memoriam*) e ao meu filho Joaquim.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por sempre me conceder sabedoria nas escolhas dos melhores caminhos. Sua companhia me fortalece, me dá paz, saúde e sabedoria. Muito obrigado, Senhor!

Aos meus pais Denise Corrêa Lopes e Francisco de Abreu Lopes pelo amor incondicional, por todo apoio, carinho e dedicação. Seria muito difícil concluir essa importante etapa da minha vida sem vocês ao meu lado. Amo vocês!

A minha querida esposa Mikele Sant'Anna, pela dedicação, companheirismo, paciência e amor transmitido durante todos esses anos. Sem você ao meu lado eu não teria alcançado esse objetivo. Obrigado por lutar ao meu lado em todos os momentos! Te amo.

A minha ilustre orientadora Prof^a. Dr^a. Flávia Lucena Frédou, que sempre com muito carinho, muita sabedoria e paciência soube driblar todas as minhas dificuldades ao longo desses seis anos de convívio. Serei eternamente grato a Deus por ter me dado a oportunidade de ser orientado pela senhora. Obrigado pela belíssima orientação, saiba que não largarei a barra da sua saia nunca mais!

Ao Prof. Dr. Ranilson de Souza Bezerra, pela co-orientação. Obrigado pelas sugestões e correções da tese e por disponibilizar as instalações, materiais e equipamentos do LABENZ/UFPE para que eu pudesse realizar todas as minhas análises.

Ao grande parceiro de gargalhadas, Prof. Dr. Thierry Frédou. Obrigado por toda ajuda, principalmente com as análises estatísticas.

A todos os integrantes e ex-integrantes do laboratório BIOIMPACT, por toda ajuda nas coletas, no processamento das amostras e pela parceria e amizade nesses últimos cinco anos e meio.

Aos amigos que levarei para vida inteira, Carlos Júnior, George Leão, Aline Araújo, Graziella Castanhari e Valdimere Ferreira. Obrigado por tudo!

Ao grande amigo Dr. Caio Assis, um ser humano diferenciado que me estendeu a mão em um dos momentos mais críticos desse doutorado. Obrigado por todos os ensinamentos e por toda a ajuda nesses últimos meses.

Ao Dr. Janilson Silva e a Dra. Marina Marcuschi que me ajudaram bastante no início das minhas análises no LABENZ. Obrigado pela paciência e atenção.

A Universidade Federal Rural de Pernambuco, ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura e ao seu corpo docente que contribuíram na minha formação pessoal e profissional;

A Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco pelo fomento da bolsa de doutorado.

Resumo

A presente tese teve como objetivo principal diagnosticar a qualidade ambiental de dois importantes complexos estuarinos do estado de Pernambuco, a partir da utilização da ictiofauna como bioindicador e da acetilcolinesterase (AChE) presente no cérebro das espécies *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* e *Diapterus rhombeus* como biomarcador enzimático. Para o capítulo 1, biodiversidade ictiofaunística foi descrita no Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e o Complexo Estuarino do rio Sirinhaém (CERS), afim de identificar o uso destes ambientes pelas espécies de peixes, em diferentes estações do ano. A captura da ictiofauna ocorreu no período diurno, durante os anos de 2012 a 2015 utilizando uma arte de pesca ativa e uma passiva com o intuito de melhor representar a biodiversidade em cada área. Um total de 47.014 espécimes pertencentes a 137 espécies (118 espécies no CECSC e 60 no CERS) foram observados. Destaca-se a importância ecológica e socioeconômica dos dois complexos estuarinos tropicais (CECSC e CERS), indicando que a ictiofauna utiliza esses complexos principalmente como área de crescimento e que pode estar havendo um efeito dos impactos antrópicos principalmente em relação ao CECSC. Para o capítulo 2, a AChE do cérebro das espécies *C. undecimales*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, oriundos da pesca artesanal realizada no rio Ariquindá, município de Tamandaré, foi caracterizada e sua atividade ensaiada na presença de inibidores específicos (BW284c51, Neostigmina, Eserina e Iso-OMPA), metais (Cd^{2+} , Hg^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , As^{3+} e Pb^{2+}) e pesticidas (diclorvos, carbaril e carbofuran). A AChE foi identificada como a ChE predominante no cérebro das espécies com pH ótimo entre 7,0 a 8,0, temperatura ótima entre 40 e 45 °C e aproximadamente 60% da atividade foi mantida até 50 °C. Os resultados indicaram que a AChEs dessas espécies podem ser utilizadas como biomarcadores da exposição a pesticidas, bem como dos metais Hg^{2+} (*D. rhombeus*), As^{3+} (*D. auratus* e *D. rhombeus*) e Cu^{2+} (*D. auratus*) em amostras ambientais. Para o capítulo 3 avaliou os níveis de metais pesados (As^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}) nos sedimentos do CECSC e do CERS bem como verificou se as concentrações desses íons estão acima dos níveis estipulados pela legislação brasileira, além de identificar se os mesmos estão inibindo a atividade da AChE presente no cérebro das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* nos períodos seco e chuvoso. Para cada área e período sazonal, foram coletados sedimentos e adquiridos cinco indivíduos de cada espécie junto aos pescadores artesanais em cada complexo estuarino. O As, Cu e o Zn foram determinados através do método de ativação neutrônica, o Hg foi determinado por Espectrometria de Absorção atômica com geração de vapor frio, o Cd e o Pb foram determinados por espectrometria de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica. Foram identificados os níveis de atividade da AChE presente no tecido cerebral dos indivíduos pertencentes as suas respectivas espécies. No período seco foram observadas menores atividades da AChE para as três espécies ($p < 0,05$) em consonância com concentrações de Hg superiores aos limites estipulados pela legislação brasileira o que leva a crer que as altas concentrações estão alterando a fisiologia neurológica das espécies em estudo, representando um impacto ambiental, que pode, via cadeia alimentar, interferir na saúde humana. Os resultados do diagnóstico obtidos na presente tese, avaliados a partir do uso da ictiofauna com bioindicadora em conjunto com a AChE presente no tecido cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* como biomarcador de qualidade ambiental, indicaram que ambos os complexos estuarinos estão sendo afetados pelas ações antrópicas.

Palavras-chave: Bioindicadores; biomarcadores; acetilcolinesterase; ictiofauna

Abstract

The main objective of this thesis was to diagnose the environmental quality of two important estuarine complexes in the state of Pernambuco, using the ichthyofauna as a bioindicator and the acetylcholinesterase (AChE) present in the brain of the species *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* and *Diapterus rhombeus* as biomarker of the enzymatic activity. For chapter 1, ichthyofaunistic biodiversity was described in the Santa Cruz Channel Estuary Complex (CECSC) and the Sirinhaém River Estuarine Complex (CERS), in order to identify the use of these environments by fish species, in different seasons along the year. The catch of the ichthyofauna occurred during the diurnal period, from 2012 to 2015 using an active and passive fishing gear in order to better represent the biodiversity in each area. A total of 47.014 specimens belonging to 137 species (118 species in the CECSC and 60 in the CERS) were caught. The ecological and socioeconomic importance of the two tropical estuarine complexes (CECSC and CERS) was evident, indicating that the ichthyofauna uses these complexes mainly as nursery and growing area and which may be having an effect of the anthropic impacts mainly in relation to the CECSC. For chapter 2, the AChE in the brain of *C. undecimalis*, *D. auratus* and *D. rhombeus*, from the artisanal fishery in the Formoso River, was characterized and its activity tested in the presence of specific inhibitors (BW284c51, Neostigmine (Cd^{2+} , Hg^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , As^{3+} and Pb^{2+}) and pesticides (dichlorvos, carbaryl and carbofuran). The AChE was identified as the predominant ChE in the brains of species with optimum pH between 7.0 and 8.0, optimum temperature between 40 and 45 °C and approximately 60% of the activity was maintained up to 50 °C. The results indicated that the AChEs of these species can be used as biomarkers of exposure to pesticides, as well as metals Hg^{2+} (*D. rhombeus*), As^{3+} (*D. auratus* and *D. rhombeus*) and Cu^{2+} (*D. auratus*) in environmental samples. In chapter 3 was assessed heavy metals levels (As^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+}) in the CECSC and CERS sediments and found that the concentrations of these ions are above the levels stipulated by Brazilian law, and identify if they are inhibiting the activity of AChE present in the brain of the species *C. undecimalis*, *D. auratus* and *D. rhombeus* in dry and rainy seasons. For each area and seasonal period, sediments were collected and five individuals of each species were collected from artisanal fishers in each estuarine complex. The As, Cu and Zn were determined by the neutron activation method, the Hg was determined by Atomic Absorption Spectrometry with cold vapor generation, Cd and Pb were determined by Atomic Absorption Spectrometry with Electrothermal Atomization. The levels of AChE activity present in the brain tissue of individuals belonging to their respective species were identified. In the dry period, smaller AChE activities were observed for the three species ($p < 0.05$) in consonance with Hg concentrations higher than the limits stipulated by Brazilian legislation, which leads to the belief that high concentrations are altering the neurological physiology of the studied species, representing an environmental impact, which can, via the food chain, interfere in the human health. The diagnostic obtained as result in the present thesis, evaluated using the bioindicator ichthyofauna together with the AChE present in the brain tissue of the species *C. undecimalis*, *D. auratus* and *D. rhombeus* as environmental quality biomarker, indicated that both estuarine complexes are being affected by anthropogenic actions.

Key words: Bioindicators; biomarkers; acetylcholinesterase; ichthyofauna.

Lista de figuras

	Página
Utilização da ictiofauna como ferramenta na identificação de impactos antrópicos em dois estuários neotropicais	
Figura 1- Localização das áreas de estudo e o detalhamento dos pontos de coletas realizados nos estuários no Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), durante os anos de 2012 a 2015.	30
Figura 2- Detalhamento das coletas realizados nos estuários no Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), durante os anos de 2012 a 2015.	31
Figura 3- Frequência de ocorrência por classe de comprimento total (CT) e porte dos espécimes capturados nos períodos seco e chuvoso nos complexos estuarinos do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no complexo estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil.	46
Figura 4- Porcentagem sazonal dos indivíduos que utilizam os complexos estuarinos do Canal de Santa Cruz - município de Itapissuma (CECSC - Litoral Norte) e do Rio Sirinhaém - município de Sirinhaém (CERS - Litoral Sul) estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil, como área de crescimento e/ou reprodução.	47
Figura 5- Análise de ordenamento pelo método de MDS com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as coletas realizadas nos complexos estuarinos do rio Sirinhaém (CERS - litoral sul) e do Canal de Santa Cruz (CECSC - litoral norte), no estado de Pernambuco, região nordeste do Brasil, com a utilização da Camboa, nos períodos seco e chuvoso.	48
Acetilcolinesterase de três espécies de perciformes: da caracterização ao efeito de metais e pesticidas	
Figura 1. Localização do porto de desembarque pesqueiro no estuário do Rio Formoso, município Tamandaré-PE, onde os espécimes foram adquiridos.	80
Figura 2. Efeito da temperatura sobre a atividade de AChE presente no cérebro de três espécies capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil.	84
Figura 3. Efeito da estabilidade térmica sobre a atividade de AChE presente no cérebro de três espécies capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil.	84
Figura 4. Efeito do pH sobre a atividade de AChE presente no cérebro de três espécies capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do	85

Brasil.

Figura 5. Atividade de AChE presente no tecido cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* na presença de concentrações crescentes (0-10 mM) de inibidores seletivos. 86

Figura 6. Atividade de AChE presente no tecido cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de concentrações crescentes (0-10 mM) dos íons metálicos. 90

Figura 7. Atividade de AChE presente no tecido cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de concentrações crescentes (0-10 mM) dos pesticidas: (a) Carbofuran, (b) Carbaril e (c) Diclorvós. 92

Utilização da acetilcolinesterase cerebral de três espécies de peixe como biomarcador de poluição em dois estuários neotropicais

Figura 1- Localização dos portos de desembarque pesqueiros onde os espécimes foram adquiridos. A esquerda o Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS) e a direita o Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC). 111

Figura 2. Atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Centropomus undecimalis* capturadas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. 116

Figura 3. Atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus auratus* capturadas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. 117

Figura 4. Atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus rhombeus* capturadas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. 118

Lista de tabelas

Página

Utilização da ictiofauna como ferramenta na identificação de impactos antrópicos em dois estuários neotropicais

Tabela 1- Lista de espécies capturadas nos Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil. 36

Tabela 2- Análise de variância (Two-Way ANOVA) do comprimento total dos espécimes em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (CECSC x CERS) e interação entre estes fatores. 35

Tabela 3- Análise de similaridade das percentagens (SIMPER) entre os grupos formados pela MDS das espécies capturadas nos complexos estuarinos do rio Sirinhaém (CERS) e do Canal de Santa Cruz (CECSC), no estado de Pernambuco, região nordeste do Brasil, com a utilização da Camboa, nos períodos seco e chuvoso. 46

Tabela 4- Número (Nº) de famílias e espécies observadas por diversos autores em diferentes regiões do Brasil. 50

Acetilcolinesterase de três espécies de perciformes: da caracterização ao efeito de metais e pesticidas

Tabela 1- Valores de velocidades máximas (V_{max}) e constante de inibição (K_i) da AChE em três espécies capturadas no complexo estuarino do Rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil. 83

Tabela 2. Valores de IC_{20} , IC_{50} e K_i estimados para a ChE presente no tecido cerebral de três espécies capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de inibidores específicos. 87

Tabela 3. Valores de IC_{20} , IC_{50} e K_i estimados para a AChE presente no tecido cerebral de três espécies capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de íons metálicos. 88

Tabela 4. Valores de IC_{20} , IC_{50} e K_i estimados para a ChE presente no tecido cerebral de três espécies capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de pesticidas. 90

Tabela 5. Parâmetros cinéticos da AChE presente no tecido cerebral de espécies que habitam ambientes marinhos e dulcícolas observados na literatura. 93

Utilização da acetilcolinesterase cerebral de três espécies de peixe como biomarcador de poluição em dois estuários neotropicais

Tabela 1. Análise de variância (ANOVA two-way) da atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da 115

espécie *Centropomus undecimalis* em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz - CECSC x Complexo estuarino do rio Sirinhaém - CERS) e interação entre estes fatores.

Tabela 2. Análise de variância (ANOVA two-way) da atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus auratus* em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz - CECSC x Complexo estuarino do rio Sirinhaém - CERS) e interação entre estes fatores. 116

Tabela 3. Análise de variância (ANOVA two-way) da atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus rhombeus* em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz - CECSC x Complexo estuarino do rio Sirinhaém - CERS) e interação entre estes fatores. 117

Tabela 4. Níveis médios de metais em amostras de sedimentos em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. 119

Sumário

	Página
Dedicatória	III
Agradecimento	IV
Resumo	V
Abstract	VI
Lista de figuras	VII
Lista de tabelas	IX
1- Introdução	11
2- Referências	18
3- Utilização da ictiofauna como ferramenta na identificação de impactos antrópicos em dois estuários neotropicais	25
3.1 Introdução	26
3.2 Metodologia	28
3.3 Resultados	33
3.4 Discussão	48
3.5 Referências	54
4- Acetilcolinesterase de três espécies de perciformes: da caracterização ao efeito de metais e pesticidas	72
4.1- Introdução	75
4.2 Metodologia	77
4.3 Resultados	82
4.4 Discussão	92
4.5 Referências	97
5- Utilização da acetilcolinesterase cerebral de três espécies de peixe como biomarcador de poluição em dois estuários neotropicais	104
5.1- Introdução	106
5.2 Metodologia	109
5.3 Resultados	114
5.4 Discussão	120
5.5 Referências	123
6- Consideração finais	128

1- Introdução

Os ecossistemas estuarinos possuem importantes funções ecológicas, como transferência de nutrientes e matéria orgânica para águas costeiras adjacentes, são habitats vitais para espécies de importância comercial, além de gerar bens e serviços para comunidades locais (CLARK, 1996). Entretanto, dado o adensamento populacional e consequentemente, dos impactos advindos das ações antropogênicas, que afetam a qualidade da água e dos sedimentos, interferindo na saúde dos organismos que habitam essas áreas (ASUQUO et al., 2004; EDDY, 2005), os estuários vêm recebendo forte atenção dos pesquisadores em várias partes do mundo (JOHNSTON, 1981; COOPER, 2009; BLABER, 2002, 2012).

Dentre as principais alterações nos ambientes estuarinos, destacam-se o desmatamento dos manguezais, pesca predatória, implantação de fazendas de camarões, expansão agrícola, urbana e industrial/portuária, despejos de efluentes e resíduos sólidos; que vem comprometendo a biodiversidade dos ecossistemas estuarinos em todo o mundo, alterando a composição e funcionamento dos ecossistemas (VIEIRA & SHIBATTA, 2007; BLABER, 2002, 2008, 2009, 2012; WEERTS e CYRUS, 2002; SINGKARAN e SUDARA, 2005; ECOUTIN et al., 2010; ORIBHADOR e OGBEIBU, 2010; VIANA et al., 2010, 2012, 2014; MOURÃO et al., 2014).

A intensidade dos impactos antrópicos sobre a saúde dos ambientes e organismos aquáticos podem ser determinadas através da utilização de indicadores ambientais que são definidos, de acordo com Whitfield e Elliot (2002), como medidas física, química, biológica ou socioeconômica que melhor representa os elementos chaves do ecossistema complexo. Os indicadores em diferentes níveis de organização biológica fornecem informações complementares, necessárias para a análise de risco ecológico (BAPTISTA

et al., 2003). Bioindicadores e biomarcadores são ferramentas confiáveis e eficientes na identificação da qualidade dos ecossistemas aquáticos (MARTINHO et al., 2016)

A expressão “bioindicador” está associada a distúrbios físicos, químicos e estruturais dos ambientes, que ocasionam alterações em uma dada população, servindo como um “sinal de alerta precoce” de que medidas corretivas devem ser tomadas para abrandar e restaurar, da melhor forma possível, o presente meio (SPILLER et al., 2018).

O termo “biomarcador” refere-se à especificidade na qual as alterações morfofisiológicas em organismos indicam a presença e ação de determinados xenobióticos (BORGES, 2015; MARTINHO et al., op. cit). Os biomarcadores são eficientes em identificar as primeiras respostas à contaminação ambiental que podem ser observadas nos níveis mais baixos de organização biológica (bioquímico e fisiológico dos organismos), e por essa razão elas representam medidas rápidas e de maior sensibilidade na análise da contaminação ambiental (BUCKLER e TILITI, 1996; OOST et al., 2003; VIANA et al., 2013).

Os peixes vêm sendo amplamente utilizados como organismos bioindicadores de qualidade ambiental (GOULART e CALLISTO, 2003; VIEIRA e SHIBATTA, 2007; FALCÃO et al., 2008; SOARES et al., 2011; SOUZA, 2012; VIANA e FRÉDOU 2014; FISCH et al., 2016; DIAS et al., 2017). De certa forma são fáceis de coletar e identificar, são persistentes, se recuperam rápido dos distúrbios naturais e são consumidos por humanos, o que os tornam essenciais para avaliar o risco ecológico e a saúde pública (WHITFIELD e ELLIOTT, 2002; JARAMILLO-VILLA e CARAMASCHI, 2008; VIANA et al., 2010, 2012). Além disso, os peixes possuem adaptações evolutivas e limites de tolerância a diferentes alterações ambientais (GOULART e CALLISTO, 2003).

Vários tipos de biomarcador são utilizados como indicador da qualidade ambiental, tais como: histopatológicos (LINS et al., 2010; VIANA et al., 2013), hematológicos (VENTURA et al., 2015) e enzimáticos (COGO et al., 2009; ASSIS et al., 2010, 2012; VIANA et al., 2013 Op. cit.; ARAUJO et al., 2016b).

A Acetilcolinesterase (AChE) é um importante biomarcador enzimático e está presente em vários tecidos (principalmente os cerebrais) de espécies de peixes (dulcícolas e estuarinas/marinhas) que, após testes *in vitro* e *in vivo*, vem se mostrando como uma das principais enzimas biomarcadoras de neurotoxicidade de ambientes aquáticos contaminados por pesticidas (principalmente os organofosforados e carbamatos) e metais pesados (ASSIS et al., 2010, 2012, 2014, 2015; MENÉNDEZ-HELMAN et al., 2015; WANG et al., 2015; ARAÚJO et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2017; SINGH et al., 2018).

Essa enzima exerce um papel de fundamental importância principalmente no cérebro dos organismos vivos, pois é responsável por hidrolisar o neurotransmissor acetilcolina (ACh) nas sinapses colinérgicas com o intuito de assegurar que os impulsos nervosos responsáveis pela comunicação dos neurônios ocorram de forma intermitente (WESTFALL e WESTFALL, 2006; ASSIS et al., 2014; ARAUJO et al., 2016a; ARAUJO et al., 2016b).

A sua inibição, ocasionada principalmente por pesticidas organofosforados e carbamatos (SILVA et al., 2013; ALBENDÍN et al., 2016), ocasiona o acúmulo de acetilcolina (ACh) na fenda sináptica e a hiperestimulação dos receptores pós-sinápticos, desenvolvendo a síndrome colinérgica, que ocasiona desde transpirações e secreções em excesso a convulsões, falha respiratória e morte em casos mais graves (LARINI, 1999; CALDAS, 2000).

A região costeira do Brasil é ampla e variada, alcançando em uma linha contínua de costa mais de 8 mil quilômetros de extensão, sendo considerada uma das maiores do

mundo (WWF, 2018). A região nordeste do Brasil abriga uma grande quantidade de estuários e ainda contém uma considerável área de manguezais bem estruturados (CABRAL et al., 2005), intensamente utilizadas por comunidades pesqueiras, como fonte de renda e proteína (PAIVA et al., 2009). O estado de Pernambuco, no nordeste do Brasil, possui 187 km de litoral distribuídos entre o município de Goiana (litoral norte) até a cidade de São José da Coroa Grande (litoral sul) (FIDEM, 1987). Nesse trecho, as áreas de mangue ocupam aproximadamente 25 mil hectares e estão distribuídos em 17 zonas estuarinas (PAIVA e ARAÚJO, 2010), dos quais, muitas estão sendo devastados pelos desmatamentos, processos erosivos, lançamento de poluentes provenientes da agricultura da cana-de-açúcar, efluentes domésticos e industriais e das fazendas de cultivo de peixes e camarões (SOUZA e SAMPAIO, 2001; CPRH, 2003a, 2003b; CABRAL et al., 2005).

Os complexos estuarinos do Canal de Santa Cruz (CECSC) e do rio Sirinhaém (CERS) são parte destas 17 áreas estuarinas e apresentam uma variada fauna, oferecendo ambientes propícios para a alimentação da ictiofauna e de outros organismos. Estes ambientes são utilizados pelas comunidades que ficam próximas as suas margens através das atividades extrativistas, como a pesca artesanal e ostreicultura e também para o turismo ecológico, exercendo um importante papel socioeconômico e ecológico para o estado de Pernambuco (CPRH, 2001).

O CECSC, é provavelmente uma das áreas mais impactadas do estado de Pernambuco, pelo fato de sofrer, ao longo dos anos, com ocupações indevidas do solo, pesca predatória e o turismo (MEYER, 1996), desmatamento, e a falta de saneamento básico nos município localizados em suas margens, que lançam, diariamente, todo efluente doméstico em sua grande maioria sem passar por nenhum tipo de tratamento (*in natura*), bem como os efluentes oriundos das carcinicultura (LIRA et al., 2010). Esse complexo também sofre com os impactos antropogênicos ocasionados pela contaminação

por mercúrio (Hg) em seus sedimentos oriundos dos efluentes da indústria de Soda-Cloro que operou por um período de quase 25 anos (1963 a 1987) no trecho do rio Botafogo, um dos principais rios que desaguam no Canal de Santa Cruz (MEYER, op. cit; LIMA, 2008; LIMA et al., 2009; GONDIM, 2015, MEYER e MEDEIROS, 2017). O CERS é uma área que vem sofrendo há muitos anos com os resíduos e efluentes das usinas de açúcar e destilarias de álcool existentes na sua bacia (Braga, 1986). Além disso, esse complexo recebe grande aporte de efluentes domésticos, industriais e das grandes fazendas de carcinicultura, que chegam a ocupar 70 ha de área de manguezal (LIRA e FONSECA, 1980; SELVA et al., 2007; SILVA e NETO, 2015). Estes impactos podem afetar a ictiofauna através de alterações nos ciclos biológicos das espécies, ocasionar perda na biodiversidade e redução na produtividade pesqueira, além de alterações bioquímicas e fisiológicas ocasionadas pela presença de substâncias que possivelmente estão acima dos limites propostos pela legislação brasileira.

As espécies *Centropomus. undecimalis* (camurim ou robalo) e as carapebas, como são conhecidas as espécies *Diapterus auratus* e *Diapterus rhombeus*, são amplamente distribuídas nos estuários de Pernambuco, incluindo o CECSC e CERS (MERIGOT et al., 2016; SILVA-JUNIOR et al., 2016), onde são importantes como fonte de alimento e de renda, uma vez que são bastante capturadas pela pesca artesanal no estado (CHEN et al., 2007; SANTOS e ROCHA 2007; IBAMA, 2008). Estas espécies fazem parte de diferentes guildas alimentares, sendo o *C. undecimalis* piscívoro (LIRA et al., 2017), e as espécies *D. auratus*, e *D. rhombeus*, zoobentívoro e zooplactívoro, respectivamente (TEMÒTEO et al., 2015). Espécies inseridas em nível trófico diferentes podem sofrer com variados níveis de contaminação devido à gradação da bioacumulação dos poluentes ao longo da cadeia alimentar (CHEN e FOLT, 2005; NANINI-COSTA et

al., 2016). Pelas razões supracitadas acima, estas espécies serão utilizadas nos estudos de caso desta presente tese.

O presente estudo teve como objetivo diagnosticar a qualidade ambiental de dois importantes complexos estuarinos do estado de Pernambuco, a partir da utilização da ictiofauna como bioindicador e da acetilcolinesterase presente no cérebro das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* como biomarcador enzimático.

Para cumprir com o objetivo proposto, a presente tese é composta por três capítulos. O primeiro, intitulado “Utilização da ictiofauna como ferramenta na identificação de impactos antrópicos em dois estuários neotropicais”, tem o objetivo de descrever a ictiofauna em dois complexos estuarinos do estado de Pernambuco, nordeste do Brasil, e caracterizar o uso destes ambientes como áreas de crescimento e reprodução pelas espécies de peixe. Estas informações são úteis para identificar as alterações na biodiversidade ictiofaunística ocasionadas pelas diversas pressões antrópicas intensamente realizadas nesses ambientes.

O segundo capítulo, intitulado “Acetilcolinesterase de três espécies de perciformes: da caracterização ao efeito de metais e pesticidas”, tem como objetivo, caracterizar os parâmetros físico-químicos e cinéticos da AChE cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, e avaliar os efeitos (*in vitro*) de pesticidas e íons metálicos sobre as suas respectivas atividades a fim de investigá-las futuramente como possíveis biomarcadores de exposição a agentes anticolinesterásicos, acima dos níveis estabelecidos por leis nacionais e internacionais, nos ambientes que constituem o habitat dessas espécies.

O terceiro capítulo, intitulado “Utilização da acetilcolinesterase cerebral de três espécies de peixe como biomarcador de poluição em dois estuários neotropicais”, teve como objetivo, avaliar os níveis de metais pesados (As^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+})

nos sedimentos desses dois importantes complexos estuarinos do estado de Pernambuco e verificar se as concentrações desses elementos estão acima dos níveis estipulados pela legislação brasileira, além de identificar se os mesmos estão influenciando negativamente a atividade da AChE presente no cérebro das espécies de peixes *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*.

Espera-se que ao final dessa pesquisa, seja obtido um diagnóstico da saúde da ictiofauna nos dois complexos estuarinos avaliados e o desenvolvimento de uma metodologia eficiente (a partir do uso da ictiofauna com bioindicadora em conjunto com a Acetilcolinesterase como biomarcador) que possa ser replicada em outros ambientes estuarinos.

2- Referências

- ALBENDI, G.; ARELLANO, J. M.; MANUEL-VEZ, M. P.; SARASQUETE, C.; ARUFE, M. I. Characterization and in vitro sensitivity of cholinesterases of gilthead seabream (*Sparus aurata*) to organophosphate pesticides. *Arufe Fish Physiol Biochem.* **Springer**. 2016. DOI 10.1007/s10695-016-0299-y 2016.
- ARAÚJO, M. C.; ASSIS, C. R. D.; SILVA, L. C.; MACHADO, D. C.; SILVA, K. C. C.; LIMA, A. V. A.; CARVALHO JÚNIOR, L. B.; BEZERRA, R. B.; OLIVEIRA, M. B. M. Brain acetylcholinesterase of jaguar cichlid (*Parachromis managuensis*): From physicochemical and kinetic properties to its potential as biomarker of pesticides and metal ions. **Aquatic Toxicology**, v. 177, p.182-189, 2016.
- ARAÚJO, C. R. M.; SANTOS, V. L. A.; GONSALVES A. A. Acetilcolinesterase - AChE: Uma Enzima de Interesse Farmacológico. **Rev. Virtual Quim.**, v. 8(6), p. 1818-1834, 2016b.
- ASSIS, C. R. D.; CASTRO, P. F.; AMARAL, I. P. G.; CARVALHO, E. V. M. M.; CARVALHO JÚNIOR, L. B.; BEZERRA, R. S. Characterization of acetylcholinesterase from the brain of the Amazonian Tambaqui (*Colossoma macropomum*) and in vitro effect of organophosphorus and carbamate pesticides. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.29(10), p.2243-2248, 2010.
- ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR, L. B. Comparative effect of pesticides on brain acetylcholinesterase in tropical fish. **Sci. Total Environ.** v. 441, p. 141–150, 2012.
- ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; SANTOS, J. F.; MARCUSCHI, M.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR., L. B. Characterization of catalytic efficiency parameters of brain cholinesterases in tropical fish. **Fish Physiol. Biochem.**, v. 40 (6), p. 1659–1668, 2014.
- ASSIS, C. R. D.; CASTRO, P. F.; AMARAL, I. P. G.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; DE CARVALHO JR, L. B.; BEZERRA, R. S. Characterization of acetylcholinesterase from the brain of the Amazonian tambaqui (*Colossoma macropomum*) and in vitro effect of organophosphorus and carbamate pesticides. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.29, p. 2243–8, 2010.
- ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; SANTOS,

J. F.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR., L. B. Effect of ions on the activity of brain acetylcholinesterase from tropical fish. **J. Coast. Life Med.**, v.3 (7), p. 505–514, 2015.

ASUQUO, F.E.; EWA-OBOHO, I.; ASUQUO, E.F.; UDO, P.J. Fish species used as biomarker for heavy metal and hydrocarbon contamination for cross civer, Nigeria. **The Environ.** v.24, p. 29–37, 2004.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. In: PERES, F., and MOREIRA, JC., orgs. *É veneno ou é remédio? agrotóxicos, saúde e ambiente* [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. p. 157-175. ISBN 85-7541-031-8.

BLABER, S. J. M. Fish in hot water: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. **Journal of Fish Biology**, v.61 (Suppl. A), p. 1-20, 2002.

BLABER, S. J. M. Fisheries management and conservation in tropical estuaries e is a balance possible? In: Proceedings of the 4th Word Fisheries Congress, Vancouver. **American Fisheries Society Symposium**, v.49, p. 1561-1571. 2008.

BLABER, S. J. M. Can the ecosystem approach improve management of tropical estuarine fisheries for diadromous species? **American Fisheries Society Symposium**, v. 69, p.649-661, 2009.

BLABER, S. J. M. Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 1-9, 2012.

BRAGA, R. A. P. Caracterização preliminar da zona estuarina de Barra de Sirinhaém. Relatório de Pesquisa. Recife, PE: Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, 1986.

BUCKLER, D. F. T.; TILLITT, D. E. **Problems of aquatic toxicology and water quality management**. In: SCHOETGER, R. A (Ed.) Proceedings of USA-Russia Symposium. Ecosystem Research Division. Atenas: Usepa, 1996.

CABRAL, A. L.; SASSI, R.; COSTA, C. F. Os estuários do Nordeste do Brasil e o desenvolvimnto sustentável: usos múltiplos e impactos. O estuário do Rio Timbó como estudo de caso. **Tropical Oceanography, Recife**, v. 33, n. 2, p. 193-204, 2005.

CHEN, C Y.; FOLT, C. L. High plankton densities reduce mercury biomagnification. **Environmental Science & Technology**, v.39(1), p.115–121. 2005.

CLARK, J. **Coastal zone management handbook**. New York: Lewis Publisher/CRC Press. 1996.

COGO, A. J.; SIQUEIR, A. F.; RAMOS, A. C.; CRUZ, Z. MA; SILVA, A. G. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza**

on line, 2009.

COOPER, J. A. G. **Anthropogenic impacts on estuaries**. In: IGNACIO, F., IRIBARNE, O. (Eds.), Coastal Zones and Estuaries. Eolss Publishers Co Ltd., 2009, 523p.

DIAS, J. F.; ROCHA, M. L.F.; SCHMIDT, T. C. S.; VILLAMARIN, B. C.; MORAIS, D. B. Ichthyofauna as an environmental quality indicator of the Bertioga Channel, São Paulo (Brazil). **Brazilian journal of oceanography**, v.65(1), p. 29-43, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592017125206501>

ECOUTIN, J. M.; SIMIER, M.; ALBARET, J. J.; LAE, R.; MORAIS, L.T. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87(2), p. 284-292, 2010. Available from: 10.1016/j.ecss.2010.01.009. 2010.

EDDY, F.B. Ammonia in estuaries and effects on fish. *J. Fish Biol.*, v.67, p.1495-1513, 2005.

FISCH, F.; BRANCO, J. O.; MENEZES, J. T. Ictiofauna como indicador da integridade biótica de um ambiente de estuário. **Acta biol. Colomb.**, v. 21(1), p. 27-38, 2016.

FALCÃO, M. G.; PICHLER, H. A.; FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; BARRIL, M. E.; ARAÚJO, K. C. B.; GODEFROID, R. S. A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do complexo estuarino de Paranaguá, Brasil. **Cad. Esc. Saúde Ciênc. Biol.**, v. 1, p. 1-16, 2008.

GONDIM, J. E. R. G. Análise exploratória dos diferentes impactos antropogênicos nos estuários de Pernambuco. 2015. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal de Pernambuco, Recife- PE.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista Fapam**, v.2, p.9, 2003.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E.P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce. uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecol. Bras.**, v.12, p. 442–462, 2008.

JOHNSTON JR., S. A. Estuarine dredge and fill activities: a review of impacts. **Environmental Management**, v. 5 (5), p. 427-440, 1981.

LIMA, E. D. A. M. Avaliação da qualidade dos sedimentos e prognóstico geoquímico ambiental da zona estuarina do Rio Botafogo. 2008. **Tese (Doutorado)**- Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE.

LIMA, A. C. G.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; SILVA, M. C. L.; FERREIRA, J. M.

Quality monitoring and assessment of Mercury contamination on water and sediments of the Botafogo river, PE, Brazil. **Revista Ambiente e Água - Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, v. 4(2), 2009.

LINS, J. A. P. N.; KIRSCHNIK, P. G.; QUEIROZ, V. S.; CÍRIO, S. M. Use of fish as biomarkers for monitoring aquatic environment. **Ciências Agrária e Ambiental**, v. 8(4), p. 469-484, 2010.

LIRA, L.; MESQUITA, B.; SOUZA, M. M. C.; LEITE, C. A.; FARIAS, A. M.; GALVÃO, C. **Diagnóstico socioeconômico da pesca artesanal do litoral Pernambuco**. vol. IV. Recife (PE): Instituto Oceanário de Pernambuco da Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010.

LIRA, L.; FONSECA, V. G. **Composição e distribuição faciológica do estuário do rio Formoso-PE**. Anais da Universidade Federal Rural de Pernambuco. v.5, p.77-104. 1980.

MARTINHO, H. M. G.; FERREIRA, R. M.; BORGES, J. C. S. Indicadores biológicos aquáticos como instrumentos de prova pericial em ambiente marinho por contaminação petrolífera utilizando legislação específica, **Revista direito Mackenzie**, v. 10 (1), p.102-110, 2016.

MERIGOT, B.; LUCENA FREDOU, F.; PONTES VIANA, A.; PADOVANI FERREIRA, B.; NASCIMENTO COSTA JUNIOR, E.; BESERRA DA SILVA JÚNIOR, C. B.; FREDOU, T. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multicomponent diversity approach. **Ocean & Coastal Management**, p. 1-9, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.08.004>.

MEYER, U. On the fate of mercury in the Northeastern Brazilian: mangrove system, Canal de Santa Cruz, Pernambuco. **DPh (Thesis)**- Zentrum fur Marine Tropenökologie University, Bremen -Germany, 1996.

MEYER, U.; MEDEIROS, C. Mercury in the santa cruz channel, ne brazil - a potential risk. **Tropical Oceanography**, v. 45, n. 2, p. 58-75, 2017.

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

MOURÃO, K. R. M.; FERREIRA, V.; FRÉDOU, F. L. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v.86(4), p. 1783-1800, 2014.

- NANINI-COSTA, M. H.; QUINÁGLIA, G. A.; HELD, B.; PETESSE, M. L.; ESTEVES, K. E. Bioacumulação de mercúrio total em *Platanichthys platana* (REGAN, 1917), Um peixe zooplantívoro invasor no complexo billings (ALTO TIETÊ, SP). **Bol. Inst. Pesca**, v. 42(3), p.674-690, 2016. Doi 10.20950/1678-2305.2016v42n3p674
- ORIBHABOR, B. J.; OGBEIBU, A. E. The ecological impact of anthropogenic activities on the predatory fish assemblage of a tidal creek in the Niger Delta, Nigeria. **Research Journal of Environmental Sciences**, v. 4, p. 271-279, 2010.
- OLIVEIRA, V. M.; ASSIS, C. R. D.; COSTA, H. M. S.; SILVA, R. P. F.; SANTOS, J. F.; CARVALHO JR. L. B.; BEZERRA, R. S. Aluminium sulfate exposure: A set of effects on hydrolases from brain, muscle and digestive tract of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, v. 191, p. 101–108, 2017.
- OOST, R. V. D.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, n. 2, p. 57-149, 2003.
- PAIVA, M. V. C.; SILVA, J. B.; ERNANDES, J. G. Estuário do rio Timbó - PE: territorialidade da pesca e impactos ambientais. **Revista de Geografia**, v. 26. n. 2, 2009.
- PAIVA, A. C. G.; ARAÚJO, M. E. Environmental characterization and spatial distribution of fish fauna in estuaries in the state of Pernambuco, **Brazil. Trop. Oceanogr.**, v. 38, p.1-46, 2010.
- SELVA, V. S. F.; CORDEIRO, I. D.; BEN, C. C.; PINHO, F. Ecos do turismo na comunidade de Aver-o-Mar (Sirinhaém, PE): uma reflexão partilhada para o desenvolvimento local sustentável. **Revista de Ciência, Empreendedorismo e Tecnologia**, v. 4 (3), p. 19-27, 2007.
- SINGKARAN, N.; SUDARA, S. Effects of changing environments of mangrove creeks on fish communities at Trat Bay, Thailand. **Environmental Management**, v.35, p. 45-55. 2005.
- SPILLER, M. S.; SPILLER, C.; GARLET, J. Arthropod bioindicators of environmental quality. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 12 (1), p. 425-441, 2018. 10.18227/1982-8470ragro.v12i1.4516.
- SOARES, L. S.; SILVA JÚNIOR, M. G.; CASTRO, A. C. L.; SAINT-PAUL, U. Comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental de alguns canais de maré do estuário do

rio Paciência, São Luís – MA. **Bol. Lab. Hidrobiol.**, v. 24, n. 1, p. 1-12, 2011.

SILVA, K. C. C.; ASSIS, C. R. D.; OLIVEIRA, V. M.; CARVALHO JR., L. B.; BEZERRA, R. S. Kinetic and physicochemical properties of brain acetylcholinesterase from the peacock bass (*Cichla ocellaris*) and in vitro effect of pesticides and metal ions. **Aquat. Toxicol.**, v. 126, p. 191–197, 2013.

SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; MERIGOT, B.; LUCENA-FREDOU, F.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M.S.; REZENDE, S. M.; FREDOU, T. Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 1-8, 2016.

SILVA, L. C.M.; NETO, M. F. C. Problemas socioambientais e pesca artesanal no Nordeste do Brasil. **Revista de Extensão da UNIVASF**, v. 3, 2015.

SOUZA, R. G. Peixes como bioindicadores na microbacia do córrego tarumã (Naviraí-MS): influência da qualidade ambiental na biologia de espécies dos gêneros *Astyanax* (Characiformes) e *Hypostomus* (Siluriformes). 2012. **Dissertação de (Mestrado)**-Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul

STAPANIAN, M. A.; MACK, J.; ADAMS, J. V.; GARA, B.; MICACCHION, M. Disturbance metrics predict a wetland Vegetation Index of Biotic Integrity. **Ecological Indicators**, v.24, p. 120–126, 2013.

SINGH, S.; TIWARI, R. K.; PANDEY, R. S. Evaluation of acute toxicity of triazophos and deltamethrin and their inhibitory effect on AChE activity in *Channa punctatus*, **Toxicology Reports**, v. 5, p. 85–89, 2018.

TEMÓTEO, T.A. A. Caracterização do hábito alimentar das espécies do gênero *Diapterus* no complexo estuarina Itapissuma/Itamaracá. In XV Jornada De Ensino, Pesquisa e Extensão da UFRPE, Recife, Pernambuco, 2015.

VENTURA, A. S.; FRANZ, E. C.; GABRIEL, A. M. A. Hematologia como biomarcador de contaminação ambiental em peixes. **Nutritime Revista Eletrônica**. v.12(6), p. 4500-4507, 2015.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; FRÉDOU, T.; TORRES, M. F.; BORDALO, A. O. Fish fauna as na indicator of environmental quality in na urbanised régio of the Amazon estuary. **Jounal of Fish Biology**. v. 76, p.467-486, 2010.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; FRÉDOU, T. Measuring the ecological integrity of an industrial district in the Amazon estuary, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.

64, n. 3 p. 489-499, 2012.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; SILVA MONTES, C.; MARTINS ROCHA, R. Fish histopathology and catalase activity as biomarkers of the environmental quality of the industrial district on the Amazon estuary, Brazil. **Acta Scientiarum**. v.35(3), p. 395-401, 2013.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L. Ichthyofauna as bioindicator of environmental quality in an industrial district in the amazon estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v.74(2), p.315-324, 2014. Available from: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.16012>.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do Ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, p.57-65, 2007.

WANG, Y.; CHEN, C.; ZHAO, X.; WANG, Q.; QIAN, Y. Pesticide Biochemistry and Physiology Assessing joint toxicity of four organophosphate and carbamate insecticides in common carp (*Cyprinus carpio*) using acetylcholinesterase activity as an endpoint. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, v. 122, p. 81-85, 2015.

WEERTS, S. P.; CYRUS, D. P. Occurrence of young and small-sized fishes in different habitats within a subtropical estuary and adjacent harbour. **Marine and Freshwater Research**, v. 53, p. 447-456, 2002.

WESTFALL, T. C.; WESTFALL, D. P. Em Goodman & Gilman. As bases farmacológicas da terapêutica, 10a. Ed.; BRUNTON, L. L.; LAZO, J. S.; PARKER, K. L., eds.; Mc Graw Hill, 2006, cap. 6.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**. v.61, p.229-250, 2002. Available form: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01773.x>.

3- Título do Artigo Científico 1

**Utilização da ictiofauna como ferramenta na identificação de
impactos antrópicos em dois estuários neotropicais**

Utilização da ictiofauna como ferramenta na identificação de impactos antrópicos em dois estuários neotropicais

Resumo: O estudo da biodiversidade em ecossistemas aquáticos vem se tornando uma importante ferramenta, capaz de interpretar as alterações ecológicas ocasionadas pelos impactos antrópicos. O presente trabalho teve como objetivo principal descrever a biodiversidade da ictiofauna de dois complexos estuarinos neotropicais localizados no estado de Pernambuco (nordeste do Brasil): o Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e o Complexo Estuarino do rio Sirinhaém (CERS), identificando o uso destes ambientes pelas espécies de peixes, em diferentes estações do ano. A captura da ictiofauna ocorreu no período diurno, nas marés de sizígia durante os anos de 2012 a 2015 nos períodos seco e chuvoso. Em ambos complexos estuarinos, foram utilizados uma arte de pesca ativa e uma passiva com o intuito de melhor representar a biodiversidade na área, explorando o máximo de ambientes possíveis. Um total de 47.014 espécimes pertencentes a 137 espécies (118 espécies no CECSC e 60 no CERS) foram observados. Os resultados mostram um elevado percentual de indivíduos de pequeno porte, principalmente no CECSC (91 %). Um total de 24,5% e 18,3% apresentaram CT médio abaixo do comprimento de primeira maturação (L_{50}) em CECSC e CERS respectivamente. Esse percentual é elevado e preocupante principalmente para espécies de importância comercial, como àquelas das famílias Lutjanidae, Carangidae, Gerreidae, Mugilidae e Scianidae, cuja proporção varia de 40 a 100%. Adicionalmente, foi observada a presença de espécies pertencentes as categorias Vulneráveis (VU), Dados Deficientes (DD) e Quase Ameaçada (NT), o que implica na necessidade de atenção em relação ao manejo e preservação da ictiofauna local. As informações obtidas no presente trabalho destacam a importância ecológica e socioeconômica dos dois complexos estuarinos tropicais (CECSC e CERS). Os resultados indicam que a ictiofauna utiliza esses complexos principalmente como área de crescimento e que pode estar havendo um efeito dos impactos antrópicos principalmente em relação ao CECSC.

Palavras chave: ictiofauna, biodiversidade, estuário, impactos antrópicos.

3. 1 Introdução

Os estuários são ecossistemas de alta produtividade onde as águas de rio se misturam com águas marinhas, produzindo gradientes de salinidade. Nestas regiões, a compartimentalização física e a heterogeneidade espacial (vertical e horizontal) são muito mais acentuadas do que em outros ecossistemas aquáticos, tais como lagos e oceanos. Dessa forma, a fauna aquática deve estar adaptadas às condições ambientais extremamente oscilantes. Em regiões tropicais, os estuários são importantes na fertilização das águas costeiras e na manutenção de estoques de espécies de importância comercial (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

As áreas estuarinas são expostas à uma variedade de impactos antrópicos, principalmente devido aos múltiplos usos, que ocasionam diversos desequilíbrios em sua dinâmica natural (ARAUJO e FREIRE, 2007). Aproximadamente 60% das cidades do mundo estão implantadas próximas aos estuários (Miranda, 2002) e, gradativamente, as pressões antrópicas exercidas pelas atividades realizadas nessas cidades, tais como, desmatamento, pesca predatória, queimadas, aterro, deposição de lixo, dragagem, construção de barragens, portos e marinas, aquicultura, agricultura, drenagem urbana, desenvolvimento industrial, turismo, recreação e lazer, vem aumentando significativamente, com o passar dos anos (SANTANA et al., 2015).

Os impactos causados por essas atividades podem acarretar em mudanças na estrutura trófica, alteração de locais de desova e do recrutamento, bem como na diminuição da biodiversidade, alterando, conseqüentemente, todo o ecossistema (SILVA, 1995; LÓPEZ-ROJAS & BONILLA-RIVERO, 2000; SMITH & BARRELLA, 2000; EDDY, 2005; VIEIRA & SHIBATTA, 2007; VIANA et al., 2010). Adicionalmente, alterações na qualidade da água podem desencadear infecções por patógenos e parasitas em espécies comercialmente importantes (KENNISH, 1986; MIRANDA et al., 2002). No estado de Pernambuco, região nordeste do Brasil, os complexos estuarinos do Canal de Santa Cruz e do Rio Sirinhaém apresentam uma variada fauna e oferecem ambientes propícios para a reprodução de muitas espécies e, além de serem utilizados em atividades extrativistas, fornecem condições para a realização da pesca artesanal estuarina, ostreicultura e também para o turismo ecológico, exercendo um importante papel social, econômico e ecológico para o estado (CPRH, 2001). Entretanto, esses complexos sofrem com as ações antrópicas decorrentes de diversas atividades que são desenvolvidas em seus entornos.

O estuário do Canal de Santa Cruz, ao longo dos anos, tem sofrido com o crescimento desordenado, ocupação indevida do solo (predominam a cultura de cana de açúcar e pequenas monoculturas), a pesca predatória e o turismo (MEYER, 1996). Lira et al. (2010a) destaca ainda o desmatamento, a carcinicultura e a falta de saneamento básico no município, que lança todo efluente doméstico, “*in natura*”, diretamente no Canal de Santa Cruz. Além disso, impactos antropogênicos ocasionados pela contaminação por mercúrio (Hg) em sedimentos do complexo estuarino do Canal de Santa Cruz pelos efluentes da indústria de Soda-Cloro são bem documentados (Lima, 2008; Lima et al., 2009; Gondim, 2015). Os manguezais do município de Sirinhaém, estão entre os mais expressivos desse estado. Entretanto, a zona estuarina de Sirinhaém

sofre com impactos ocasionados pela poluição agrícola (principalmente das indústrias sucroalcooleira), fazendas de carcinicultura e a pesca (LIRA e FONSECA, 1980; MÉRIGOT et al., 2016).

De acordo com Freitas et al. (2007), o estudo da biodiversidade em ecossistemas aquáticos vem se tornando uma importante ferramenta capaz de interpretar as alterações ecológicas ocasionadas pelos impactos antrópicos que resultam na extinção de inúmeras espécies de peixes, antes mesmo que elas sejam descritas pelos pesquisadores. Castro (1997) afirma que a ampliação do conhecimento sobre a assembleia de peixes, principalmente a respeito da estrutura e organização dos componentes ictiofaunísticos, constitui um importante instrumento para auxiliar na gestão adequada desses recursos naturais. Além disso, essas informações podem auxiliar no ordenamento integrado dos sistemas estuarinos, sendo imprescindíveis para subsidiar as ações de manejo pesqueiro (GASALLA e SOARES, 2001).

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo descrever a ictiofauna em dois complexos estuarinos do estado de Pernambuco, nordeste do Brasil, e caracterizar o uso destes ambientes como áreas de crescimento e reprodução pelas espécies de peixe. Estas informações são úteis para identificar as alterações na biodiversidade ictiofaunística ocasionadas pelas diversas pressões antrópicas intensamente realizadas nesses ambientes.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de estudo

Foram selecionadas duas áreas, sendo uma localizada no litoral norte e outra no litoral sul do estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil. No litoral norte, a área estudada está inserida no Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), município de Itapissuma (Fig. 1). Este estuário recebe águas de uma representativa rede hídrica composta pelos estuários dos rios Igarassu, Botafogo, Arataca, Carrapicho e Catuama (CPRH, 2003).

No litoral sul, a região de Barra de Sirinhaém fica localizada no município de Sirinhaém e apresenta vasta faixa de manguezal. Nesta área está localizado o Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), litoral sul de Pernambuco, a 70 km da capital Recife (Fig. 1). O Rio Sirinhaém possui diversos braços como os rios Arrumador, Trapiche e Aquirá, que constituem um amplo complexo estuarino onde são encontradas várias lagoas, numerosas ilhas e um extenso manguezal (LIRA et al., 2010b). Essa área é considerada uma região com extrema importância biológica que exerce forte influência

sobre a Área de Proteção Ambiental de Guadalupe (Fig. 1).

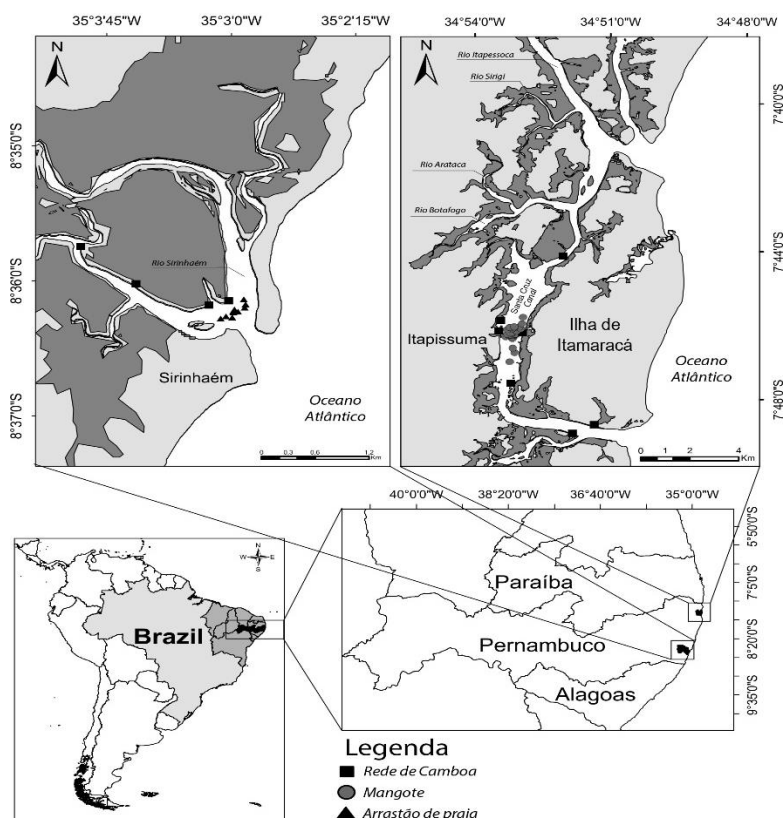


Fig. 1. Localização das áreas de estudo e o detalhamento dos pontos de coletas realizados nos estuários no Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), durante os anos de 2012 a 2015.

3.2.2 Coleta de Dados

A captura da ictiofauna ocorreu no período diurno, nas marés de sizígia, durante os anos de 2012 a 2015. Essas amostragens foram realizadas durante os períodos seco e chuvoso (seco: outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março, precipitação média <100 mm; chuvoso: maio, junho, julho, agosto e setembro – precipitação média > 200 mm; Agência Pernambucana de Águas e Clima - APAC). Em ambos complexos estuarinos, foram utilizados uma arte de pesca ativa e uma passiva com o intuito de melhor representar a biodiversidade na área, explorando o máximo de ambientes possíveis. No CECSC, foram utilizados dois petrechos de pesca, camboa (arte de pesca passiva) e mangote (arte de pesca ativa). Para o CERS, foram utilizados a camboa e o arrastão de praia (arte de pesca ativa).

A camboa utilizada em ambas áreas era uma réplica das redes utilizadas na pesca artesanal local. A rede possuía 1,90 m de altura, 80 m de comprimento e malha de 70 mm

(nós opostos) e foi utilizada trimestralmente, ao longo da floresta de mangue e/ou em pequenos canais. Na maré baixa, a parte inferior da rede era fixada no sedimento lamoso e, na maré alta, a parte superior era suspensa e amarrada a estacas de madeira que possuíam altura superior ao nível máximo da água. O bloqueio era iniciado ao final da maré alta e perdurava por todo o ciclo da maré vazante, aproximadamente 6 horas (Fig.2).

As coletas utilizando o mangote e o arrastão de praia foram realizadas com os apetrechos dos pescadores artesanais locais. O mangote possuía 8 m de altura de corpo, 3,3 m de altura nas laterais, 75 m de comprimento e malha 10 mm (nós opostos). Essa rede foi utilizada mensalmente no período de baixa-mar. Em cada coleta foram realizados 3 lances com 20 minutos de duração cada um (Fig. 2). O arrastão de praia possuía 5 m de altura, 180 m de comprimento e malhas com 48, 25 e 20 mm na manga, na parte costeira e no ensacador, respectivamente. As amostragens foram realizadas trimestralmente no período de baixa-mar. Em cada amostragem foram realizados 3 lances com 50 minutos de duração cada um (Fig. 2).

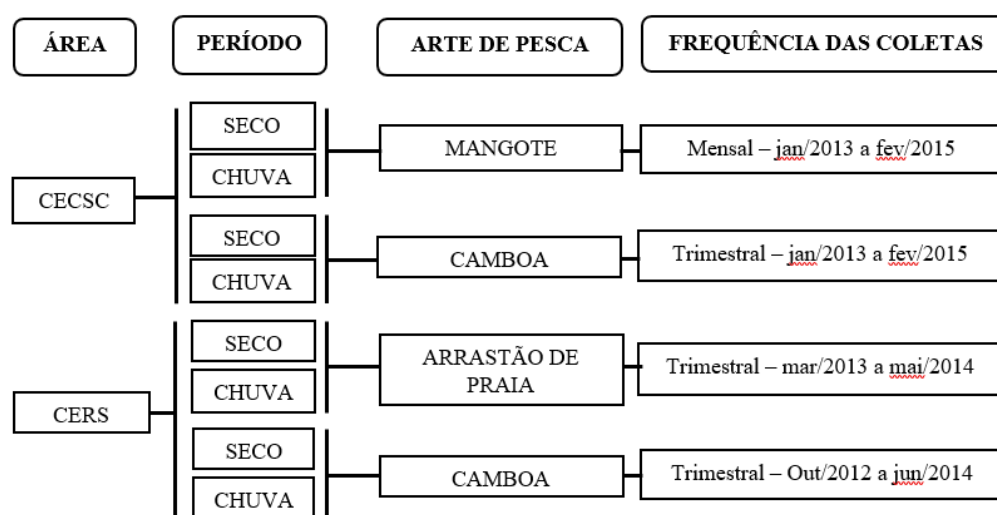


Fig. 2. Detalhamento das coletas realizados nos estuários no Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), durante os anos de 2012 a 2015.

As amostras foram acondicionadas em caixas isotérmicas com gelo imediatamente após a sua coleta e conduzidas ao Departamento de Pesca e Aquicultura (DEPAq) da Universidade Federal de Rural de Pernambuco (UFRPE), onde foram mantidas nos freezers para posterior análise. Em laboratório, as espécies capturadas foram

identificadas de acordo com chaves taxonômicas especializadas (e.g. MENEZES e FIGUEIREDO, 1980, 1985; FIGUEIREDO e MENEZES, 1978, 1980, 2000).

Logo após a identificação das espécies, os indivíduos foram contados, medidos (comprimento total - cm) e pesados (peso total - g). Em seguida, foi realizado um seccionamento na região ventral a partir do poro urogenital, para a retirada da gônada de cada espécime. As gônadas removidas foram pesadas e, sempre que possível, feita à identificação do sexo e do estágio de maturação. A metodologia empregada para classificação das gônadas quanto ao grau de desenvolvimento foi adaptada de acordo com VAZZOLER (1996), a saber: estágio “A” ou “imaturo”; “B” ou “em maturação”; “C” ou “maduro”; “D” ou “esvaziado”.

3.2.3 Análise de dados

3.2.3.1 Caracterização da ictiofauna e uso do ambiente

A contribuição em termos de percentual do número de indivíduos (% N) e biomassa (% B) de cada espécie foi avaliada para cada complexo estuarino. O comprimento total máximo e o comprimento médio das espécies capturadas no presente estudo foram comparados com o comprimento máximo observado (L_{max}) e o comprimento de primeira maturação (L_{50}), disponíveis na literatura. Foram priorizados primeiramente as informações obtidas através da literatura regional, em seguida a nacional e por fim, dados obtidos a partir do banco de informações do projeto *fishbase* (FROESE e PAULY 2007).

As categorias da Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) incluíram, neste estudo, 6 níveis de risco de extinção: Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase Ameaçadas (NT), Menos Preocupante (LC) e Dados Deficientes (DD). Os critérios de classificação, as diretrizes de aplicação e a metodologia da Lista Vermelha da IUCN sobre como aplicar os critérios são detalhados na IUCN (2014). As informações foram obtidas de uma avaliação regional, coordenada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), através do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (ICMBio, 2016), de 2009 a 2014.

As espécies capturadas nos dois complexos estuarinos foram classificadas através da utilização do terceiro quartil ($Q_{3/4}$) dos valores de comprimento total de cada espécie. Espécies que apresentavam 75% dos espécimes com comprimento total inferior a 15 cm foram classificadas como de pequeno porte (P), entre 15 e 30 cm, médio porte (M) e com

comprimento total superior a 30 cm, foram classificadas como de grande porte (G) (VIANA et al., 2010; VIANA e LUCENA FRÉDOU, 2014).

O uso dos dois complexos estuarinos (CECSC e CERS) e seus respectivos períodos sazonais como possíveis áreas de reprodução, foi caracterizado pela presença de indivíduos com gonadas nos estádios C (maturas) e D (desovadas) e, como zona de crescimento, foi considerado a presença de indivíduos classificados como imaturos (estádio A) (Viana et al., 2010).

O comprimento total dos espécimes capturados nos dois complexos (CECSC e CERS) e nos diferentes períodos sazonais (seco e chuvoso), foram avaliados quanto às diferenças, utilizando-se a análise de variância (ANOVA “two-way”), respeitando-se os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos dados (ZAR, 2010).

3. 2.3.2 Análise de ordenação - Multivariate multidimensional scaling (MDS)

Considerando o esforço diferenciado das artes pesca utilizadas na coleta de dados, a análise de MDS foi aplicada separadamente por arte. Entretanto, dado que dentre as artes de pesca o esforço foi padronizado no tempo (camboa, mangote e arrastão de praia) e no espaço (no caso da camboa que foi empregada nos dois estuários), os dados absolutos de abundância numérica e de biomassa das espécies capturadas foram utilizados como entrada de dados. A unidade amostral considerada foi coleta. Os dados foram transformados em Log (x+1) e as análises foram realizadas no pacote estatístico PRIMER versão 6. Os fatores utilizados na construção do diagrama de ordenação do MDS foram: área (CECSC e CERS) e período sazonal (seco e chuvoso) para camboa; e apenas período sazonal para o mangote (CECSC) e arrastão de Praia (CERS).

A matriz de similaridade foi elaborada usando como medida de similaridade o Coeficiente de Bray-Curtis. Os grupos definidos pelo MDS para camboa foram testados através da análise de similaridade Two-way -ANOSIM. Os grupos definidos pelo MDS para o mangote e o arrastão de Praia (testados separadamente) foram testados através da análise de similaridade One-way – ANOSIM. A Análise de Similaridade (ANOSIM) utilizou uma matriz de similaridade construída para o diagrama de ordenação, que observa o nível de significância entre e dentre os grupos formados. Além do nível de significância, o teste ANOSIM mostra o valor de R, que fornece o grau de separação entre os grupos. O valor de R varia de 0 a 1. Quando $R > 0.75$, os grupos são claramente distintos; $R > 0.5$, os grupos se sobrepõem, mas são claramente diferentes; $R > 0.4$ os grupos se sobrepõem e são razoavelmente diferentes entre si; $R > 0.2$ indica que os meios de

separação são fracos; $R < 0.2$, os grupos são tipicamente indistinguíveis (CLARKE; GORLEY, 2006). Quando significativamente diferentes, a Similaridade de Porcentagens (SIMPER) foi utilizada para determinar quais espécies representam a maior parte das diferenças entre as composições nas áreas e períodos sazonais.

3.3 Resultados

3.3.1 Caracterização da ictiofauna e uso do ambiente

Um total de 47.014 espécimes de peixes pertencentes a 137 espécies, 39 famílias e 15 ordens foram capturados. Levando em consideração as duas áreas, 118 espécies foram capturadas no CECSC e 60 no CERS. Das 137 espécies, 40 foram capturadas em ambos complexos estuarinos (Tab. 1).

No CECSC, um total de 37 famílias se mostraram presentes, sendo as famílias Gobiidae e Sciaenidae, as mais ricas em número de espécie, 10 em cada. Em % N e % B, as famílias Gobiidae, Gerreidae, Engraulidae, Tetraodontidae e Mugilidae predominaram e, a espécie *Gobionellus stomatus* dominou em %N (49% do total). Em termos de biomassa, as espécies *Mugil curema*, *Gobionellus stomatus* e *Gobionellus oceanicus* dominaram (26, 25,2 e 10,2 %, respectivamente), perfazendo juntas 61,5 % do total capturado (Tab. 1).

No CERS, foram capturadas 22 famílias, sendo as mais ricas em número de espécies, as famílias Ariidae (8), Carangidae (7) e Sciaenidae (7). Em % N e % B, as famílias com maior representatividade foram Ariidae, Gerreidae, Centropomidae e Tetraodontidae, sendo *Sphoeroides testudineus* a espécie que predominou em termos de % N com 13,4 % do total. Em relação à porcentagem em % B, as espécies *Sciades herzbergii* (21,8 %), *Sphoeroides testudineus* (12,9 %) e *Centropomus undecimalis* (11,4 %) contribuíram juntos com 46,1 % da biomassa total capturada (Tab 1).

Dentre as espécies capturadas, a maioria são categorizadas como Menos Preocupante (LC) (77,1 % no CECSC e 78,3 % no CERS). Entretanto, ressalva-se a presença de espécies nas categorias Quase Ameaçada (NT) (4,2 % no CECSC e 5 % no CERS) e com Dados Deficientes (5,9 % no CECSC e 10 % no CERS), e ainda, uma porcentagem de espécies ameaçadas na categoria Vulnerável (VU) (2,5 % no CECSC e 3,3 % no CERS) (Tab. 1).

O comprimento total (CT) das espécies capturadas no CECSC variou de 1,5 a 68 cm com média de $10,2 \pm 4,0$ cm (média $\pm$ desvio padrão) e, o peso total, variou de 0,01 a 2120 g com um valor médio de $10,6 \pm 28,2$ g (Tab. 1). O CT das espécies capturadas no

CERS variou de 4,5 a 71,9 cm com média de $19,3 \pm 7,8$ cm e, o PT, a variação foi de 0,6 a 3200 g com um valor médio de $108,5 \pm 150,1$ g (Tab. 1). Considerando apenas o CECSC, 91,2, 8,6 e 0,2 % dos espécimes foram de pequeno, médio e grande porte, respectivamente. Diferentemente do CECSC, o CERS apresentou 61 % dos espécimes de médio porte e 30,6 e 8,3 % dos espécimes de pequeno e grande porte, respectivamente (Fig. 3). Para espécies que possuem registros em ambos estuários, 79,5% apresentaram comprimentos totais médios maiores em CECSC quando comparados com o CERS.

Os resultados da análise de variância (Two-Way ANOVA) indicaram que ambos os fatores, período sazonal (seco e chuvoso) e áreas (CECSC e CERS), não influenciaram nas variações dos valores médios de comprimento total dos espécimes não sendo constatada interação significativa entre os fatores considerados no modelo (Tab 2). Em ambos os períodos, o CERS apresentou indivíduos com CT superior ($p < 0,05$) aos indivíduos capturados no CECSC. Os indivíduos com menores comprimentos totais ($p < 0,05$) foram capturados no período seco no CECSC (Fig 3).

Tab. 1. Lista de espécies capturadas nos Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil. Número e porcentagem em número (N (%)) dos indivíduos; Biomassa e porcentagem em biomassa (B(%)) dos indivíduos; Comprimento Total (CT) Mínimo (Min), Médio (Méd) e Máximo (Máx); Comprimento de primeira maturação (L₅₀); Comprimento máximo (L_{max}); * Espécies com o CT médio inferior ao L₅₀ da literatura; **Espécies com o CT Máx superior ao L_{max} da literatura); Macho (M); Sexos agrupados (U); Fêmea (F); Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (LV); Menos Preocupante (LC), Dados Deficientes (DD), Quase Ameaçada (NT) e Vulnerável (VU) (segundo ICMBIO, 2016).

Ordem – Família – Espécie	CECSC	CERS	CECSC	CERS	CECSC		CERS		LV (ICMBio)	CECSC	CERS	Informações da literatura	
	N (%)	N (%)	B (%)	B (%)	CT (cm)		CT (cm)			N (% < L ₅₀)		L ₅₀ (cm)	L _{max} (cm)
					Min-Méd- Máx		Min-Méd- Máx			N (%)	N (%)		
ANGUILLIFORMES													
Muraenidae													
<i>Gymnothorax funebris</i> (Ranzani, 1839)	-	1 (0,06)		463,3 (0,24)	-		62 -62 -62		DD			-	M e U: 150(1)
<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	1 (<0,01)	-	125,2 (0,03)	-	42,5 -42,5 -42,5		-		DD			-	M e U: 90(2)
Ophichthidae													
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	1 (<0,01)	-	244 (0,05)	-	68 -68 -68		-		LC			-	M e U: 110(3)
ATHERINIFORMES													
Atherinopsidae													
<i>Adenops dissimilis</i> (Carvalho, 1956)	1 (<0,01)	-	7,08 (<0,01)	-	10,4 -10,4 -10,4		-		LC			-	-
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1825)	10 (0,02)	-	63,5 (0,01)		9,6 -10,1 -10,6				LC			M: 6,9 e F: 7,6(4)	M e U: 16(1)
AULOPIFORMES													
Synodontidae													
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	8 (0,02)	-	76,1 (0,02)	-	6- 20 -33,3		-		LC			-	-
BATRACHOIDIFORMES													
Batrachoididae													
* <i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch e Schneider, 1801)	19 (0,04)	-	1108,83 (0,23)	-	5,1 -13,1 -23,8		-		LC	19 (89,74)	-	M: 25 e F: 20(5)	M e U: 57(6)
** <i>Thalassophryne nattereri</i> (Steindachner, 1876)	37 (0,08)	-	1753,1 (0,37)	-	3,6 -11,0 -28		-		LC			-	M e U: 14(7)

BELONIFORMES**Belonidae**

<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	2 (<0,01)	-	49,6 (0,01)	-	27,9 -29,7 -31,5	-	LC	-	M e U: 61(8)
					22,3 -28,2 -	-	LC	-	M e U: 153(9)
<i>Tylosurus acus acus</i> (Lacepède, 1803)	3 (<0,01)	-	81,67 (0,02)		34,2				

Hemiramphidae

<i>*Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	20 (0,04)	-	192,4 (0,04)	-	11,7 -15,8 -	-	LC	20 (100)	-	M: 18,6 e F: 19,3(10)	M e U: 55(11)
<i>*Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	94 (0,21)	-	1203,8 (0,25)	-	6,1 -17,4 -21,3	-	NT	94 (40,42)	-	M: 17,6 e F 18,9(12)	M e U: 30(1)

CLUPEIFORMES**Chaetodontidae**

<i>*Chaetodon ocellatus</i> (Bloch, 1787)	1 (<0,01)	-	0,7 (<0,01)	-	3 -3 -3	-	DD	1 (100)	-	M: 13,4 e F: 13,9(13)	M e U: 20,0(8)
---	-----------	---	-------------	---	---------	---	----	---------	---	-----------------------	----------------

Clupeidae

<i>Chirocentron bleekermanus</i> (Poey, 1867)	61 (0,13)	-	310,2 (0,07)	-	8,2 -9,1 -10,5	-	LC			F: 7,6(14)	M e U: 11,2 (15)
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	45 (0,10)	-	1310,3 (0,28)	-	12,1 -13,4 -15	-	LC			M: 9,5(16)	M e U: 18 (17)
<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner et Miranda Ribeiro, 1903)	1 (<0,01)	-	6,2 (<0,01)	-	9 -9 -9	-	LC			-	M e U: 15(18)
<i>*Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	139 (0,31)	25 (1,42)	2016 (0,42)	957,1 (0,50)	4,7 -11,2 -17,8	12,2 -16,6 -	LC	139 (54)	-	U: 11,7(19)	M e U: 38,0(1)
<i>**Platanichthys platana</i> (Regan, 1971)	255 (0,56)	-	1202,4 (0,25)	-	4,4 -9,5 -11,2	-	LC			-	M e U: 9,7(20)
<i>**Rhinosardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879)	276 (0,61)	-	1360,3 (0,29)	-	4,8 -8,8 -10,2	-	LC			-	M e U: 8,0(18)
<i>*Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	11 (0,02)	-	158 (0,03)	-	7,1 -9,9 -14,8	-	DD	11 (100)	-	U: 15,6(20)	M e U: 27,0(19)

Engraulidae

<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	8 (0,02)	-	21,1 (<0,01)	-	5,3 -7,3 -8,5	-	LC			-	M e U: 12,0(1)
<i>Anchoa marinii</i> (Hildebrand, 1943)	13 (0,03)	-	33,6 (0,01)	-	6,7 -7,0 -7,6	-	LC			-	M e U: 14,0(21)
<i>Anchoa</i> sp.	11 (0,02)	-	21,8 (<0,01)	-	6,0 -6,4 -6,7	-	-			-	-
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	63 (0,14)	1 (0,06)	176,8 (0,04)	3,6 (<0,01)	4,1 -7,2 -9,6	8,7- 8,7-8,7	LC			-	M e U: 24,0(1)

**Anchoa tricolor (Spix & Agassiz, 1829)	259 (0,57)	-	727,5 (0,15)	-	3,9 -7,3 -14,9 11,8 -13,9 - 16,6	-	LC	-	-	M e U: 11.8(22) M e U: 30(22)
Anchovia clupeioides (Swainson, 1839)	175 (0,39)	-	3255,8 (0,68)	-	19,2 -19,2 - 19,2	-	LC		M: 11,2 e F: 11,8(23)	M e U: 18,2(24)
**Cetengraulis edentulus (Cuvier, 1829)	1625 (3,59)	1 (0,06)	26868 (5,55)	62,8 (0,03)	3,9 -11,9 -16,5	-	LC		-	M e U: 17(18) M e U: 23.5(25)
Engeraulis anchoita (Hubbs e Marine, 1935)	47 (0,10)	-	305,3 (0,06)	-	8,2 -9,2 -10,3	-	LC			
Lycengraulis grossidens (Spix e Agassiz, 1829)	107 (0,24)	-	382,6 (0,08)	-	3,3 -7.4 -15,1	-	LC		-	
ELOPIFORMES										
Elopidae										
Elops saurus (Linnaeus, 1766)	2 (<0,01)	-	223,6 (0,05)	-	24,5 -26,8 -29	-	LC		-	M e U: 100.0(9)
Megalopidae										
*Megalops atlanticus (Vanlenciennes, 1847)	0 (0,00)	1 (0,06)	-	1456 (0,76)	-	23 -23 -23	VU	1 (100)	M: 120 e F: 160(26)	M e U: 250(11)
MUGILIFORMES										
Mugilidae										
*Mugil curema (Valenciennes, 1836)	1970 (4,35)	83 (4,71)	123802,2 (26,05)	14366,8 (7,54)	10,1 -17,5 -39 14,8 -20,4 - 28,2	15,7 -24,9 -54	DD	1970 (95,18)	83 (44,58)	M: 27,5 e F: 24,6(27) M: 90(28) M e U: 80 e F: 69(1) M e U: 31(19)
*Mugil liza (Valenciennes, 1836)	29 (0,06)	2 (0,11)	2735,6 (0,58)	700 (0,37)	28,2	32 -32,5 -33 20,2- 21,9 - 25,1	NT	29 (100)	2 (100)	F: 35 (29) - -
Mugil curvidens (Valenciennes, 1836)	0 (0,00)	6 (0,34)	-	616,3 (0,32)	-	18,9 -20 -21	DD			
Mugil sp.	2 (<0,01)	-	141,8 (0,03)	-	18,9 -20 -21	-	-		-	-
PERCIFORMES										
Acanthuridae										
Acanthurus chirurgus (Bloch, 1787)	3 (<0,01)	-	5,41 (<0,01)	-	3,1 -4,2 -5,4	-	LC		-	M e U: 39(30)
Carangidae										
*Carangoides bartholomaei (Cuvier, 1833)	-	3 (0,17)	-	138,3 (0,07)	-	13 -14,4 -16	LC	3 (100)	F: 45(31)	M e U: 100(1)
*Caranx crysos (Mitchill, 1815)	2 (<0,01)	-	8,1 (<0,01)	-	6,2 -6,7 -7,1	-	LC	2 (100)	M: 26 e F:28 (31)	M e U: 70(1)

<i>*Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	158 (0,35)	10 (0,57)	1062,3 (0,22)	542,5 (0,28)	4,3 -7,2 -17,3	9,8 -15,5 -18,4	LC	158 (100)	10(100)	M: 55 e F: 66(31)	M e U: 124(1)
<i>*Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	50 (0,11)	29 (1,65)	1063,2 (0,22)	991,5 (0,52)	6 -10,2 -18	9,8 -13,3 -19	LC	50 (100)	29 (100)	F: 37 e M: 42(31)	M e U: 101(32)
<i>*Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	72 (0,16)	1 (0,06)	65,6 (0,01)	37,5 (0,02)	2,5 -4,2 -8,3	15 -15 -15	LC	72 (100)	1 (100)	U: 15,4(33)	M e U: 65(34)
<i>**Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	8 (0,02)	5 (0,28)	29,6 (0,01)	1367,3 (0,72)	6,7 -8,3 -11	18,4 -36,6 -61,2	LC			-	M e U: 49,7(35)
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	6 (0,01)	-	54,1 (0,01)	-	7,4 -10,6 -15,4	-	LC			-	M e U: 50(1)
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	15 (0,03)	-	102,1 (0,02)	-	3,5 -7,29 -23,7	-	LC			-	M e U: 35 (1)
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	3 (<0,01)	1 (0,06)	203,1 (0,04)	12,3 (0,01)	12,4 -16,4 -20,4	8,8 -8,8 -8,8	LC			-	M e U: 48.3 (35)
<i>*Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	2 (0,11)	-	46,3 (0,02)	-	11 -12 -13	LC		2 (100)	M: 48,6 e F: 54,7(36)	M e U: 122 (32)
Centropomidae											
<i>Centropomus ensiferus</i> (Poey, 1860)	-	26 (1,48)	-	1343,5 (0,70)	-	14,5 -17,9 -26	LC			-	M e U: 36.2 (32)
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	90 (0,20)	119 (6,76)	3765,1 (0,79)	7603,5 (4,00)	8,4 -15,9 -30,7	11,5 -18,4 -32	LC			-	M e U: 72.0 (33)
<i>Centropomus pectinatus</i> (Poey, 1860)	5 (0,01)	25 (1,42)	278,9 (0,06)	2659,5 (1,40)	14,8 -19,1 -21,4	16,7 -24,4 -33,4	LC			-	M e U: 56 (1)
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	57 (0,13)	132 (7,50)	7427,2 (1,56)	21770,3 (11,42)	9 -27,1 -62	16,9 -26,3 -55	LC			-	M e U: 140 (17)
Eleotridae											
<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	13 (0,03)	4 (0,23)	52,8 (0,01)	239,5 (0,13)	5 -6,7 -9,8	15,7 -17,1 -18,6	LC			-	M e U: 30.0(37)
Ephippidae											
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	22 (0,05)	7 (0,40)	3923,1 (0,83)	403 (0,21)	2,8 -15,0 -30	6,4 -10,0 -20,5	LC			-	M e U: 91(8)
Gerreidae											
<i>**Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)	296 (0,65)	145 (8,23)	13167,8 (2,77)	12223,1 (6,45)	3,7 -13,6 -42,8	9,3 -18,3 -31,1	LC			-	M e U: 34(8)
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	655 (1,45)	116 (6,59)	3347,1 (0,70)	7903,5 (4,15)	2,2 -5,9 -39	7 -15,4 -42,3	LC			-	M e U: 40.0(38)
<i>Diapterus</i> sp.	12 (0,03)	-	22,06 (<0,01)	-	3,6 -5,3 -6,7	-	-			-	-
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird e Girard, 1855)	2249 (4,97)	25 (1,42)	19602 (4,12)	816,6 (0,42)	2,5 -7,4 -8	11 -14,4 -17,8	LC			-	M e U: 21(39)

<i>*Eucinostomus gula</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	1755 (3,88)	32 (1,82)	9879,7 (2,08)	938,6 (0,49)	2,6 -6,6 -16,2	11 -13,3 -16	LC	1755 (79,43)	-	M: 11,2 e F: 11(40)	M e U: 23(1)
<i>Eucinostomus havana</i> (Nichols, 1912)	37 (0,08)	-	781 (0,16)	-	7,8 -11,6 -15,1	-	LC			-	M e U: 18.0(8)
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	14 (0,03)	10 (0,57)	347,6 (0,07)	273,5 (0,14)	9,6 -12,4 -13,8	13 -13,8 -14,7	LC			-	M e U: 30(11)
<i>Eucinostomus</i> sp.	185 (0,41)	-	197,5 (0,04)	-	1,7 -4,2 -8,9	-	-			-	-
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	9 (0,02)	-	90,6 (0,02)	-	5,5 -9,0 -11,7	-	LC			-	M e U: 50.0(41)
Gobiidae											
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	93 (0,21)	-	399,2 (0,08)	-	3 -6,8 -9,9	-	LC			-	M e U: 15(42)
<i>**Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan e Gilbert, 1882)	179 (0,40)	-	115,4 (0,02)	-	3,3 -4,7 -8,1	-	LC			-	M e U: 7.5(8)
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan e Eigenmann, 1887)	101 (0,22)	-	168,7 (0,04)	-	2,8 -6,3 -11	-	LC			-	M e U: 8.0(8)
<i>**Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	811 (1,79)	-	2650,9 (0,56)	-	3,7 -8,9 -16,6	-	LC			-	M e U: 15.0(9)
<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poey, 1860)	2179 (4,82)	-	5016,1 (1,06)	-	3,2 -7,2 -20,3	-	LC			-	M e U: 8.0(8)
<i>Evorthodus lyricus</i> (Girard, 1858)	1 (<0,01)	-	2,3 (<0,01)	-	8,5 -8,5 -8,5	-	LC			-	M e U: 15.0(9)
<i>**Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	2088 (4,61)	-	48708,33 (10,25)	-	4 -17,0 -28	-	LC			-	M e U: 15.4(43)
<i>Gobionellus</i> sp.	29 (0,06)	-	17,4 (<0,01)	-	4 -4,8 -5,4	-	-			-	-
<i>**Gobionellus stomatus</i> (Starks, 1913)	22203 (49,06)	-	119801,6 (25,21)	-	2,7 -10,8 -24,9	-	LC			-	M e U: 13.0(44)
<i>Microgobius meeki</i> (Evermann e Marsh, 1899)	88 (0,19)	-	31,7 (0,01)	-	3 -4,1 -5,3	-	LC			-	M e U: 10.0(45)
Haemulidae											
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	-	1 (0,06)	-	40,4 (0,02)	-	13,9 -13,9 -13,9	LC			-	M e U: 33.6(1)
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	3 (<0,01)	2 (0,11)	322,9 (0,07)	800 (0,42)	19,2 -21,2 -23,1	24,4 -25,1 -25,7	LC			-	M e U: 37(35)
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	16 (0,04)	-	108,4 (0,02)	-	2,7 -6,4 -13,4	-	LC			-	M e U: 41.2(35)

<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	-	1 (0,06)	-	32,6 (0,02)	-	13 -13 -13	LC	-	M e U: 25.0(1)
<i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier, 1830)	2 (<0,01)	12 (0,68)	207,6 (0,04)	1233,7 (0,65)	15,0 -18,0 - 21,0	11,8 -17,7 -36	LC	-	M e U: 38.0(8)
Lobotidae									
<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	1 (<0,01)	-	1855 (0,39)	-	41,5 -41,5 - 41,5	-	LC	-	M e U: 110(8)
Lutjanidae									
<i>Lutjanus alexandrei</i> (Moura e Lindeman, 2007)	190 (0,42)	3 (0,17)	9850,2 (2,07)	90,1 (0,05)	2,7 -12,6 -22,4	11,5 -12,0 -13	LC	-	M e U: 24.3(46)
<i>*Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	315 (0,70)	-	1249,2 (0,26)	-	2,4 -5,5 -18,7	-	NT	315 (100)	- U: 28(47) M e U: 94.0(33)
<i>*Lutjanus jocu</i> (Bloch e Schneider, 1801)	82 (0,18)	42 (2,39)	731,8 (0,15)	2159,7 (1,13)	3,2 -7,1 -27,1	11,4 -14,2 - 24,9	NT	82 (100)	42 (100) U: 30,2(48) M e U: 128(33)
<i>*Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	66 (0,15)	-	99,3 (0,02)	-	3,1 -4,4 -8,1	-	NT	315 (100)	U: 18(48) M e U: 60.0(33)
Polynemidae									
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	3 (<0,01)	5 (0,28)	159,8 (0,03)	308,6 (0,16)	16,8 -17,4 - 18,0	15,8 -18,3 - 23,5	LC	-	M e U: 33.0(49)
Scaridae									
<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	161 (0,36)	-	570,2 (0,12)	-	2,5 -6,1 -11,3	-	LC	-	M e U: 20.0(8)
<i>Sparisoma</i> sp.	5 (0,01)	-	9,8 (<0,01)	-	4,6 -5,6 -6,4	-	-	-	-
Sciaenidae									
<i>*Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	54 (0,12)	87 (4,94)	2639,5 (0,56)	4832,2 (2,54)	12,2 -15,4 - 20,0	13 -16,5 -21,1	LC	54 (44,44)	M: 15,4 e F: 15,8(50) M e U: 35.0(51)
<i>Cynoscion</i> sp.	5 (0,01)	-	10,3 (<0,01)	-	3,7 -5,8 -8,3	-	-	-	-
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	12 (0,03)	-	31,6 (0,01)	-	2,9 -6,0 -8,5	-	LC	-	M e U: 115(33)
<i>*Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	0 (0,00)	1 (0,06)	-	131,6 (0,07)	-	25 -25 -25	NT LC	1 (100)	M: 39,9 e F: 42.7(52) M e U: 110(33)
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	12 (0,03)	-	40,8 (0,01)	-	5,8 -6,7 -7,5	-	-	-	M e U: 90,8(35)
<i>*Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	1 (<0,01)	11 (0,62)	4,2 (<0,01)	110 (0,06)	7,9 -7,9 -7,9	6,8 -9,4 -18	LC	1 (100)	11 (81,8) U: 15.9(53) M e U: 25.0(35)

<i>*Macrodon ancylodon</i> (Bloch e Schneider, 1801)	2 (<0,01)	-	12,1 (<0,01)	-	7,3 -8,3 -9,2	-	LC	2 (100)	M: 20,2 e F: 22,2(54)	M e U: 45.0(35)
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	-	3 (0,17)	-	218,5 (0,11)	-	17 -19,2 -20,5	DD	1 (100)	U: 17,5(55)	M e U: 50.0(35)
<i>*Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	1 (<0,01)	17 (0,97)	8,6 (<0,01)	12140 (6,37)	10,2 -10,2 -10,2	40,3 -43,3 -47,5	LC		U: 28(56)	M e U: 60(21)
<i>Ophioscion punctatissimus</i> (Meek e Hildebrand, 1925)	-	1 (0,06)	-	55,2 (0,03)	-	15,1-15,1 -15,1	DD		-	M e U: 25(52)
<i>Ophioscion</i> sp.	1 (<0,01)	-	78,8 (0,02)	-	17,6 -17,6 -17,6	-	-		-	-
<i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)	1 (<0,01)	1 (0,06)	34,6 (0,01)	12,2 (0,01)	14,5 -14,5 -14,5	10,7 -10,7 -10,7	LC		-	M e U: 20.0(52)
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	2 (<0,01)	-	69,68 (0,01)	-	14,0 -14,1 -14,2	-	LC		M: 8,1 e F: 7.5 (57)	M e U: 21.0(58)
Serranidae										
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	1 (<0,01)	-	2,5 (<0,01)	-	5,8 -5,8 -5,8	-	DD		-	M e U: 61.0(9)
<i>*Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	1 (<0,01)	-	530,1 (0,11)	-	31,4 -31,4 -31,4	-	VU	1 (100)	F: 47 (59)	
<i>*Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	3 (<0,01)	-	17 (<0,01)	-	4,4 -7,2 -9,4	-	VU	3 (100)	M: 58,1 e F: 63,3 (61)	M e U: 150(60) M e U: 150(33)
<i>Rypticus randalli</i> (Courtenay, 1967)	4 (<0,01)	-	17,9 (<0,01)	-	7,2 -7,4 -7,7	-	LC		-	M e U: 20.0(62)
Sparidae										
<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	23 (0,05)	-	140,6 (0,03)	-	2,3 -6,4 -11,4	-	DD		-	M e U: 91.0(8)
<i>*Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	1358 (3,00)	1 (0,06)	8101,1 (1,70)	32,8 (0,02)	2,5 -6,3 -27,9	-	LC	1358 (82,77)	U: 8,0(63)	M e U: 33(8)
Sphyraenidae										
<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	15 (0,03)	1 (0,06)	1236,7 (0,26)	157,2 (0,08)	12,5 -22,5 -36,9	31,8 -31,8 -31,8	LC		-	-
<i>Sphyraena guachancho</i> (Cuvier, 1829)	10 (0,02)	-	741,8 (0,16)	-	8,5 -18,0 -28,3	-	LC		-	M e U: 200(64)
<i>Sphyraena</i> sp.	1 (<0,01)	-	0,2 (<0,01)	-	-	-	-		-	-
Stromateidae										

<i>*Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	11 (0,02)	-	4,8 (<0,01)	-	2,3 -3,7 -4,5	-	LC	11 (100)	M: 13 e F: 12.0(65)	M e U: 30.0(9)
Trichiuridae										
<i>*Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	-	9 (0,51)	-	1419,5 (0,74)	-	20,4 -30,0 -71,9	LC	9 (77,78)	U: 39(66)	M e U: 234(9)
PLEURONECTIFORMES										
Achiridae										
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	9 (0,02)	1 (0,06)	5,8 (<0,01)	8,7 (<0,01)	3,5 -3,8 -4,0	7,8 -7,8 -7,8	LC		-	M e U: 37.0(67)
<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	16 (0,04)	7 (0,40)	196,6 (0,04)	91,1 (0,05)	2,4 -5,2 -18,1	7,5 -9,0 -10,1	LC		-	M e U: 18.7(58)
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	1007 (2,23)	131 (7,44)	898,1 (0,19)	2071 (1,09)	1,5 -3,7 -15,4	6,8 -9,4 -12,0	LC		-	M e U: 33.1(58)
<i>Achirus</i> sp.	133 (0,29)	-	104,8 (0,02)	-	2,1-3,6 -8,8	-			-	-
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	59 (0,13)	19 (1,08)	81,3 (0,02)	323,3 (0,17)	2,2 -3,7 -12,8	6,6 -9,8 -11,4	LC		-	M e U: 18.0(68)
<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	-	1 (0,06)	-	14,9 (<0,01)	-	9,5 -9,5 -9,5	LC		-	M e U: 9.4(15)
Cynoglossidae										
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	35 (0,08)	-	321,5 (0,07)	-	2,2 -8,1 -16,5	-	LC		-	M e U: 22(69)
Paralichthyidae										
<i>Citharichthys</i> sp.	20 (0,04)	-	56,4 (0,01)	-	4,1 -6,3 -11,7	-	-		-	-
<i>Citharichthys spilopterus</i> (Günther, 1862)	377 (0,83)	5 (0,28)	1766,6 (0,37)	49 (0,03)	2,5 -6,8 -17,5	9,3 -10,6 -11,8	LC		-	M e U: 20(8)
<i>*Etropus crossotus</i> (Jordan e Gilbert, 1882)	104 (0,23)	-	1901,2 (0,04)	-	2,9 -5,6 -10,6	-	LC	104 (85,6)	F: 8.5(70)	M e U: 15.5(68)
<i>*Etropus longimanus</i> (Norman, 1933)	14 (0,03)	-	20,4 (0,01)	-	4,5 -5,8 -7,7	-	LC	14 (100)	7.5(71)	M e U: 100.0(72)
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	6 (0,01)	-	61,3 (0,01)	-	3- 8,5 -16,5	-	LC		-	
RAJIFORMES										
Dasyatidae										
<i>*Dasyatis guttata</i> (Bloch e Schneider, 1801)	1 (<0,01)	1 (0,06)	199 (0,04)	3200 (1,68)	62,5-62,5-62,5	-	LC	1 (100)	M: 55 e F: 65.0 (73)	M e U: 200(74)
SCORPAENIFORMES										
Triglidae										

<i>*Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	2 (<0,01)	-	6,8 (<0,01)	-	4,6 -6,3 -7,9	-	LC	2 (100)	U: 14(75)	M e U: 45.0(76)
SILURIFORMES										
Ariidae										
<i>Ariidae</i> sp.	-	25 (1,42)	-	6050 (3,17)	-	24 -30,5 -39,5	-		-	-
<i>Ariidae</i> sp1.	-	13 (0,74)	-	2650 (1,39)	-	24,8 -30,1 -38	-		-	-
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)	1 (<0,01)	65 (3,69)	-	5363,5 (2,81)	26,7 -26,7 -26,7	10,7 -20,1 -24,6	LC		18.0(77)	M e U: 120(78)
<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	-	13 (0,74)	-	1402 (0,74)	-	19,2 -22,8 -31,2	LC		-	M e U: 50.0(79)
<i>Cathorops agassizii</i> (Eigenmann e Eigenmann, 1888)	2 (<0,01)	-	117,9 (0,02)	-	-	-	LC		M e U: 22.5(80)	
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	-	5 (0,28)	-	510,2 (0,27)	-	18,1 -20,9 -26	LC		U: 9,6(77)	M e U: 30.0(79)
<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 1840)	-	1 (0,06)	-	285,5 (0,15)	-	32,5 -32,5 -32,5	LC		-	M e U: 63.0(1)
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	13 (0,03)	222 (12,61)	3324,8 (0,70)	41713,2 (21,9)	23,2 -30,2 -39,5	4,5 -26,9 -39,6	LC		-	M e U: 94.2(80)
<i>Sciades parkeri</i> (Traill, 1832)	-	2 (0,11)	-	430,6 (0,23)	-	27,3 -27,9 -28,4	VU		-	M e U: 190(81)
SYNGNATHIFORMES										
Syngnathidae										
<i>Hippocampus erectus</i> (Perry, 1810)	14 (0,03)	-	19,9 (<0,01)	-	4,5 -7,6 -12,3	-	VU		U: 5,6(82)	M e U: 19.0(83)
<i>Syngnathus</i> sp.	3 (<0,01)	-	1,14 (<0,01)	-	10,6 -10,8 -10,9	-	-		-	-
TETRAODONTIFORMES										
Tetraodontidae										
<i>**Colomesus psittacus</i> (Bloch e Schneider, 1801)	7 (0,02)	-	4470,4 (0,94)	-	15 -26,9 -33,2	-	LC		-	M e U: 29.3(24)
<i>Lagocephalus laevis</i> (Linnaeus, 1766)	2 (<0,01)	3 (0,17)	7,8 (<0,01)	91,6 (0,05)	3,7 -5,8 -7,8	8,5 -10,8 -13,7	LC		-	M e U: 100.0(84)
<i>*Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)	445 (0,98)	-	1068,3 (0,22)	-	2 -4,8 -10,4	-	LC	445 (96)	7.0 (85)	M e U: 18.0(1)
<i>*Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	1837 (4,06)	237 (13,4)	21146,3 (4,45)	24603,9 (12,91)	1,6 -7,6 -26	5,9 -16,9 -25,5	DD	1837 (85,90)	10.8 (86)	M e U: 38.8 (9)

1(Cervigón et al., 1992), 2(Bernardes et al., 2005), 3(Smith, 1997), 4(Favaro et al., 2003), 5(Keith et al., 2000), 6(Collette, 1978), 7(Uyeno et al., 1983), 8(Robins and Ray, 1986), 9(Claro, 1994), 10(Nóbrega et al., 2004), 11(Schneider, 1990), 12(Monteiro et al., 2004), 13(Aiken, 1983), 14(Corrêa et al., 2005), 15(Passos et al., 2012), 16(García-Cagide et al., 1994), 17(Lieske. and Myers, 1994), 18(Whitehead, 1985), 19(Trindade-Santos e Freire, 2015), 20(Feltri e Schwingel, 2005), 21(Frota et al., 2004), 22(Bigelow et al., 1963), 23(Souza-Conceição et al., 2005), 24(Giarizzo et al., 2006), 25(Kullander et al., 2003), 26(Ferreira de Menezes, e Santos Pinto, 1966), 27(Araújo e Silva, 2013), 28(Harrison, 1995), 29 (Albieri e Araújo, 2010), 30(Figueiredo et al., 2002), 31(Thompson e Munro, 1974), 32 (IGFA, 2001), 33(Masumoto e Cergole, 2005), 34(Bauchot, 2003), 35(Cervigón., 1993), 36(Crabtree et al., 2002), 37(Murdy e Hoese, 2003), 38(Randall e Vergara, 1978), 39 (Bouchon-Navaro et al., 2006), 40(Mexicano-Cíntora, 1999), 41(García-Arteaga et al., 1997), 42(Harrison et al., 2003), 43(Pezold, 2004), 44(Menezes e Figueiredo, 1985), 45 (Patzner et al., 2011), 46(Moura e Lindeman, 2007), 47(Ferreira, 2004), 48(Lessa, 2004), 49(Motomura, 2004), 50(Castro et al., 1999), 51(Chao, 1978), 52(Almeida, 2008), 53 (Romero et al., 2008), 54(Santos, 2007), 55(Alvitres, 1986), 56(Vazzoler, 1961), 57 (Almeida e Branco, 2002), 58(Joyeux et al., 2008), 59(Andrade et al., 2003), 60(Göthel, 1992), 61(Freitas et al., 2011), 62(Heemstra et al., 2003), 63(Chavance et al., 1986), 64 (Reiner, 1996), 65(Cerqueira e Haimovici, 1990), 66(Bellini, 1980), 67(Munroe, 2003), 68(Figueiredo e Menezes, 2000), 69(Munroe, 1991), 70(Reichert, 1998), 71(Saad e Fagundes-Netto, 1992), 72(Carvalho-Filho, 1992), 73(Silva et al., 2007), 74(Stehmann et al., 1978), 75(Rios, 1995), 76(Teixeira and Haimovici, 1986), 77(Mishima e Tanji, 1983), 78(Marceniuk e Ferraris Jr., 2003), 79(Taylor and Menezes, 1978), 80(Chacon et al., 1994), 81(Betancur-R. et al., 2008), 82(Baum et al., 2003), 83(Lourie et al., 1999), 84(Shipp, 1981), 85(Schultz et al., 2002) e 86(Rocha et al., 2002).

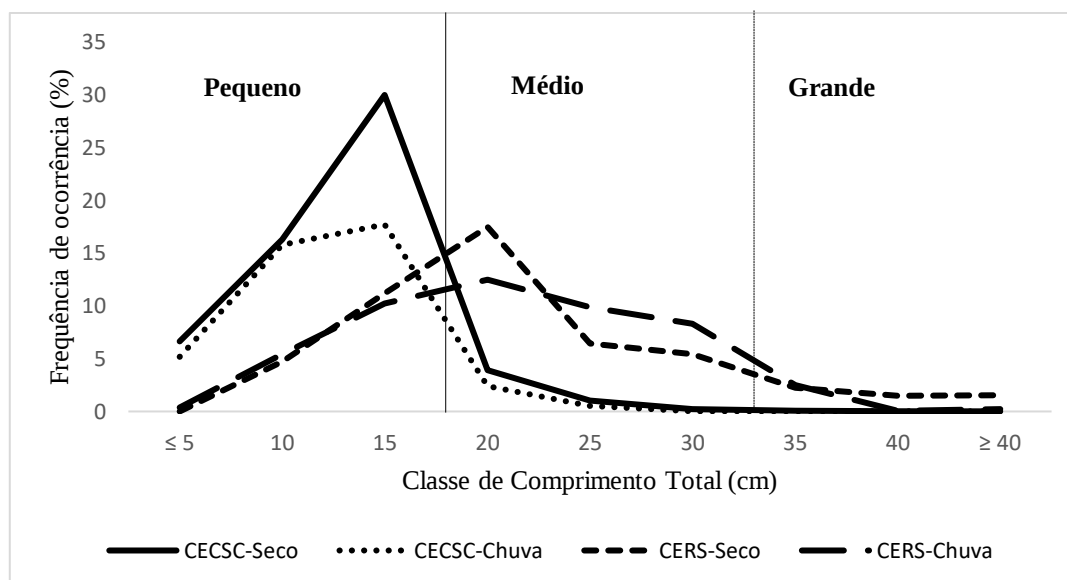


Fig. 3. Frequência de ocorrência por classe de comprimento total (CT) e porte dos espécimes capturados nos períodos seco e chuvoso nos complexos estuarinos do Canal de Santa Cruz (CECSC) e no complexo estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil.

Tab. 2. Análise de variância (Two-Way ANOVA) do comprimento total dos espécimes em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (CECSC x CERS) e interação entre estes fatores. GL - graus de liberdade; F - valor de tabela; P - probabilidade; * - diferença significativa ($p < 0,05$); ns - não significativo.

	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Área	1	135143.62	135143.62	7687.22	< 0,001 *
Período	1	2154.83	2154.83	122.57	< 0,001*
Área:Período	1	3.89	3.89	0.22	0,63 ns
Resíduos	45133	793450.93	17.58		

Para um total de 137 espécies capturadas em ambos os complexos estuarinos, 90 (66%) não possuem valores de L_{50} disponíveis na literatura e 12,4% do total não tem registro do valor de L_{max} . Para as espécies com o L_{50} registrado na literatura, 25,4% de um total de 118 espécies no CECSC apresentaram CT médio abaixo do comprimento de primeira maturação (L_{50}), a saber: *B. surinamensis*, *H. brasiliensis*, *H. unifasciatus*, *C. ocellatus*, *O. oglinum*, *S. brasiliensi*, *M. curema*, *M. liza*, *C. crysos*, *C. hippos*, *C. latus*, *C. chrysurus*, *E. gula*, *L. analis*, *L. jocu*, *L. synagris*, *B. ronchus*, *I. parvipinnis*, *M. ancylodon*, *M. furnieri*, *E. marginatus*, *M. bonaci*, *P. paru*, *E. crossotus*, *E. longimanus*,

D. guttata, *P. punctatus*, *S. greeleyi*, *S. testudineus*. No CERS, 18,3% das 60 espécies, apresentaram CT médio abaixo do L_{50} , a saber a saber: *M. atlanticus*, *C. bartholomaei*, *C. hippos*, *C. latus*, *C. chrysurus*, *T. falcatus*, *L. jocu*, *C. acoupa*, *I. parvipinnis*, *A. rhomboidalis*, *T. lepturus*. A maioria das espécies capturadas em ambos complexos estuarinos possuem CT máximo abaixo do valor encontrado na literatura (L_{max}), com exceções para: *T. nattereri*, *P. platana*, *R. bahiensis*, *A. tricolor*, *D. auratus*, *C. boleosoma*, *C. smaragdus*, *G. oceanicus*, *G. stomatus* e *C. psittacus*, no CECSC e *C. edentulus* e *O. palometa* no CERS (Tab.1).

Mais de 70% dos indivíduos capturados no CECSC fazem uso da área como zona de crescimento em ambos os períodos (76,1 e 70,6 % seco e chuvoso respectivamente), e cerca de 23,9 e 29,4% usam a área para reprodução nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Para o CERS, no período chuvoso (67,1%), registrou-se um elevado percentual de uso da área para crescimento, superior ao registrado no período seco (44,2 %). O oposto foi registrado em relação ao uso da área para reprodução - uma porcentagem relevante foi observada no período seco (55,7 %) quando comparado com o períodos chuvoso (32,9%) (Fig. 4).

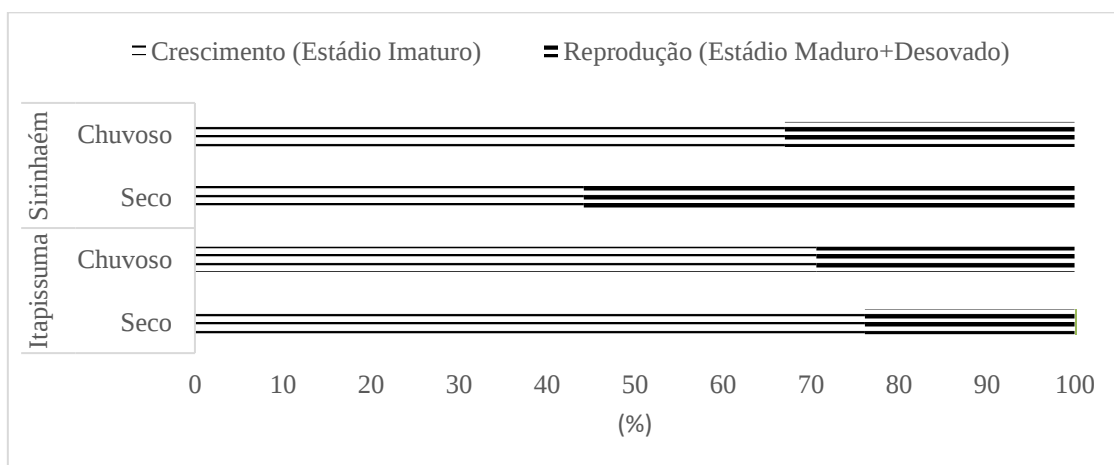


Fig 4. Porcentagem sazonal dos indivíduos que utilizam os complexos estuarinos do Canal de Santa Cruz - município de Itapissuma (CECSC - Litoral Norte) e do Rio Sirinhaém - município de Sirinhaém (CERS - Litoral Sul) estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil, como área de crescimento e/ou reprodução.

Para a abundância e a biomassa das espécies capturadas pelo mangote (CECSC) foi observada uma diferença significativa (ANOSIM - $p < 0,05$) entre os períodos sazonais, entretanto, os valores do R global, tanto para abundância quanto para biomassa, foram

inferiores a 0,2 tornando os grupos tipicamente indistinguíveis entre os períodos. A abundância das espécies capturadas pelo arrastão de Praia (CERS) não apresentou diferença significativa (ANOSIM - $R_{\text{Global}} = 0,0$; $p > 0,05$) entre os períodos seco e chuvoso. Esse mesmo padrão também foi observado quando se avaliou a biomassa (ANOSIM - $R_{\text{Global}} = 0,0$; $p > 0,05$).

Considerando a abundância das espécies capturadas pela camboa, não foi constatada uma diferença significativa entre os períodos sazonais (ANOSIM - $R_{\text{Global}} = 0,0$; $p > 0,05$) (Fig 5a). Porém, entre os complexos estuarinos (CECSC x CERS), houve diferença significativa (ANOSIM - $R_{\text{Global}} = 0,27$; $p < 0,05$), entretanto, com valores fracos em relação aos meios de separação. Os valores da análise de similaridade de percentagens (SIMPER) registou uma dissimilaridade de 68,1% entre o CECSC e o CERS (Tab. 4) com maior contribuição de *M. curema*, *C. edentulus*, *E. argenteus*, *E. gula*, *L. alexandrei*, *D. auratus* no CECSC e *D. rhombeus*, *S. testudineus*, *C. ndecimalis* e *B. ronchus* no CERS. Em termos de biomassa, não foi constatada diferença significativa entre os períodos sazonais (ANOSIM - $R_{\text{Global}} = 0,0$; $p > 0,05$) bem como entre os complexos estuarinos (ANOSIM - $R_{\text{Global}} = 0,1$; $p > 0,05$) (Fig 5b).

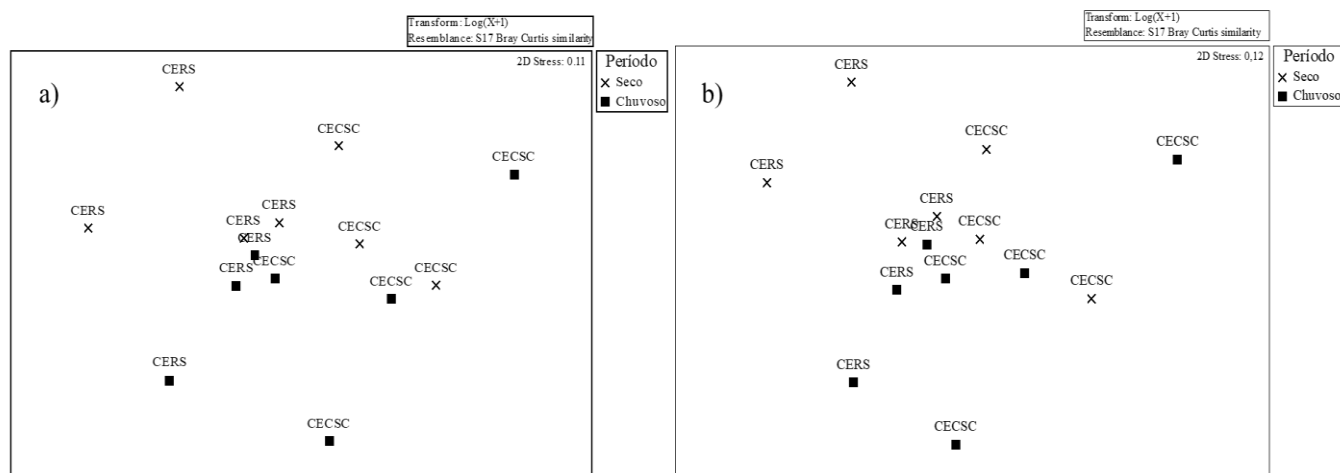


Fig.5. Análise de ordenamento pelo método de MDS com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as coletas realizadas nos complexos estuarinos do rio Sirinhaém (CERS - litoral sul) e do Canal de Santa Cruz (CECSC - litoral norte), no estado de Pernambuco, região nordeste do Brasil, com a utilização da camboa, nos períodos seco e chuvoso. Figura **a** ilustra a análise feita com base nos dados de abundância e a **b** representa a análise feita com base nos dados de biomassa.

Tab. 4. Análise de similaridade das percentagens (SIMPER) entre os grupos formados pela MDS das espécies capturadas nos complexos estuarinos do rio Sirinhaém (CERS) e do Canal de Santa Cruz (CECSC), no estado de Pernambuco, região nordeste do Brasil, com a utilização da camboa, nos períodos seco e chuvoso.

Espécies	Áreas		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	CECSC	CERS				
<i>Mugil curema</i>	3,72	2,05	5,19	1,90	7,62	7,62
<i>Cetengraulis edentulus</i>	2,79	0,00	5,01	1,19	7,35	14,97
<i>Eucinostomus argenteus</i>	3,24	0,95	4,53	1,55	6,64	21,62
<i>Eucinostomus gula</i>	2,26	1,16	3,47	1,08	5,10	26,71
<i>Lutjanus alexandrei</i>	1,97	0,20	3,40	1,06	4,98	31,70
<i>Diapterus auratus</i>	2,59	1,83	3,27	1,45	4,81	36,50
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,35	2,26	3,01	1,43	4,42	40,93
<i>Sphoeroides testudineus</i>	1,13	1,72	2,95	1,58	4,33	45,25
<i>Centropomus undecimalis</i>	1,32	2,30	2,64	1,55	3,88	49,13
<i>Bardiella ronchus</i>	1,67	1,87	2,49	1,09	3,65	52,78

3.4 Discussão

No presente trabalho foram capturadas 137 espécies no Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) e 60 espécies no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS). Em comparação com o CERS e outros estuários do Brasil (Tab. 5), observa-se que o CECSC apresenta uma riqueza mais elevada na maioria dos casos. O Canal de Santa Cruz é um extenso canal em forma de “U”, que se conecta ao Atlântico Sul em ambos os lados (MEDEIROS e KJERFVE, 1993), permitindo uma ampla conectividade entre os ambientes estuarinos e marinhos, o que favorece a uma maior diversidade. Além disso, CECSC é considerado o maior e mais produtivo complexo estuarino do estado de Pernambuco, devido à sua grande biodiversidade e produtividade primária e secundária (VASCONCELOS FILHO et al., 2010; SILVA JUNIOR et al., 2016; MÉRIGOT et al., 2016). Porém, a diferença em relação à riqueza entre áreas pode também estar associada a heterogeneidade dos habitats e nas características ambientais peculiares de cada área de estudo (ARAÚJO et al. 1998; AZEVEDO e ARAÚJO, 2006).

De acordo com os trabalhos publicados por Vasconcelos-Filho et al. (2001; 2004;

2008; 2009), na década de 90 e utilizando os mesmos apetrechos do presente estudo, a ictiofauna no CECSC era composta por 160 espécies distribuídas em 60 famílias, superior ao obtido neste estudo (Tabela 5). Além do estresse natural, inerente ao próprio ambiente estuarino, alguns efeitos negativos sobre os estuários são advindos das atividades antrópicas (WHITFIELD e ELLIOTT, 2002; EDDY, 2005; VIANA e FRÉDOU., 2014), destacando a pesca predatória e a poluição por despejo de efluentes de diversas fontes (domésticos, industriais e agroindustriais), ações que diminuem a qualidade do ambiente e, conseqüentemente, contribuem significativamente para a redução da diversidade ictiofaunística (REIS e D'INCAO, 2000; TROCA e VIEIRA, 2012; SANTOS e SAMPAIO, 2013). Todas estas alterações são observadas no CECSC nos últimos anos (CONDEPE e CPRH, 1982; MEYER, 1996; MONTES et al., 2002; CAVALCANTI, 2003; LIMA et al., 2009), o que pode ter desencadeado esta diferença na riqueza da ictiofauna entre as décadas. De acordo com Blaber (2012), os impactos ambientais interferem negativamente na diversidade e na abundância da ictiofauna estuarina. Não há registros anteriores da ictiofauna no CERS.

Tab. 5. Número (Nº) de famílias e espécies observadas por diversos autores em diferentes regiões do Brasil.

Localidade	Região/UF	Nº de Família	Nº de Espécie	Referência
Baía de Marajó	Norte – PA	27	77	Viana e Frédou. 2014
Baía de Marajó			95	
Baía de Guajará	Norte – PA	38	94	Mourão et al., 2014
Rio Guamá			55	
CECSC	Nordeste – PE	37	118	Presente estudo
CERS	Nordeste – PE	22	60	Presente estudo
CECSC	Nordeste – PE	60	160	Vasconcelos-Filho et al., 2001
Rio Formoso	Nordeste – PE	39	78	Paiva et al., 2009
Estuário de Goiana	Nordeste – PE	26	46	Ramos et al., 2011
Baía de Ribeira	Sudeste – RJ	59	148	Andreatta et al., 2002
Estuário Paranaguá	Sudeste – PR	29	79	Barletta et al., 2008
Complexo Lagoa dos Patos	Sul – RS	29	61	Fischer et al., 2011

A família Gobiidae esteve presente apenas no CECSC, dominando neste local. Espécies desta família estão diretamente associadas às áreas com ampla disponibilidade de alimento e em estuários lamacentos (MENEZES e FIGUEIREDO, 1985; SILVA

JUNIOR et al., 2016), como é o caso do CECSC. No CERS, as famílias mais ricas em número de espécies foram: Ariidae, Carangidae e Sciaenidae. Espécies pertencentes a família Ariidae ocorrem nas zonas litorâneas tropicais, em ambientes marinhos, estuarinos e de água doce, sendo geralmente abundantes em águas costeiras com fundo lodoso e pouco profundas (ARAÚJO, 1988; ANDREATA et al., 1989; AZEVEDO et al., 1999), característica peculiar do CERS, principalmente em sua foz, área onde foram realizadas as coletas utilizando o arrastão de Praia. Os Sciaenidae fazem parte de uma das famílias de teleósteos mais abundantes ao longo da plataforma continental brasileira, apresentando o maior número de espécies nos sistemas estuarinos brasileiros e constituem um dos recursos pesqueiros mais importantes no Oceano Atlântico (VIEIRA e MUSICK, 1994; ANDRADE-TUBINO et al., 2008; VILAR et al., 2013; MULATO et al., 2015). Grande parte das espécies pertencentes a família Carangidae, utilizam os estuários durante seu ciclo reprodutivo, sendo comum a ocorrência de espécimes jovens em águas estuarinas, enquanto outras habitam preferencialmente águas oceânicas (VIACZOREK et al., 2002). Yáñez-Arancibia (1986), afirma que essas famílias são comumente encontradas em ambientes estuarinos tropicais.

A maior parte das espécies de peixes encontradas em estuários são visitantes e utilizam esse ambiente em determinados momentos da vida (KNOX 1986; SPACH et al. 2003; HARRISON e WHITFIELD 2004; BARROS et al. 2011) pois essas áreas são altamente dinâmicas e fornecem alimento e abrigo contra predadores por possuírem locais com baixa profundidade, águas turvas, com elevada produtividade primária, bem como elevada conectividade com outros habitats, o que propicia a utilização desses ambientes como área de berçário e crescimento por diversas espécies de peixes, em diferentes fases ontogenéticas (FLORES-VERDUGO *et. al.*, 1990; KENNISH, 1985; BLABER, 2000; MANDERSON *et al.*, 2004).

Neste estudo, observou-se uma predominância de indivíduos que fazem uso da área como zona de crescimento durante todo o ano. Foi também observada uma forte presença de indivíduos de pequeno e médio porte em ambos estuários. A grande proporção de indivíduos pequenos está associada não somente à presença de espécies juvenis, mas também de espécies “r”estrategistas, inerentemente de pequeno porte, como é o caso do *G. stomatus*. A dominância de espécie de pequeno porte no CECSC pode ser atribuída a aos impactos a que foi sujeito este estuário nas últimas décadas, aumentando o número de espécies ‘r’ estrategistas. Do ponto de vista termodinâmico, as espécies ‘r’ estrategistas dominam os ambientes perturbados e instáveis, de elevada entropia (como

os estuários), por curtos intervalos de tempo, evitando a competição intra e interespecífica (HAIRSTON et al., 1970; CUSHING, 1975; BETITO, 1984; BETITO, 2006). Sendo assim, essas espécies conseguem, através de suas atividades oportunistas, manter suas populações estáveis em ambientes altamente imprevisíveis, buscando alternativas de sincronismo ecológico com as principais funções controladoras do sistema (ULANOWICZ, 1979, 1987; ODUM, 1988; WULFF et al., 1989; CHRISTENSEN & PAULY, 1993; BETITO, 2006). Viana et al. (2014) afirmaram que a diminuição de indivíduos de grande porte em áreas estuarinas pode estar associada às respostas ecológicas às perturbações ocasionadas pelas ações antrópicas. Ecoutin et al. (2010) observaram, no Senegal, após 20 anos de impactos antrópicos, uma significativa redução do comprimento máximo das espécies de peixe explorada. Uma outra possibilidade para a predominância de indivíduos de pequeno porte capturados no CECSC está associada a seletividade do petrecho de pesca ativo (mangote) utilizado nesse complexo, com menor tamanho de malha quando comparado com o arrastão de praia (petrecho de pesca ativo) aplicado no CERS.

A captura de indivíduos apresentando comprimento médio inferior ao tamanho de primeira maturidade sexual (L_{50}) foi observada em ambos os complexos estuarinos (25,4% e 18,3% do total de espécies capturadas em CECSC e no CERS, respectivamente). Apesar de não parecer alarmante de uma maneira geral, esse percentual é preocupante para espécies de importância comercial como àquelas das famílias Lutjanidae, Carangidae, Gerreidae, Mugilidae e Scianidae, cuja proporção variou de 40 a 100%. Membros destas famílias são capturadas principalmente na região costeira e possuem uma grande relevância socioeconômica para a pesca na região (FRÉDOU et al. 2009 a,b; LESSA et al., 2009). O uso da área para reprodução no CECSC tanto na estação seca quanto chuvosa foram restritas, cerca de $\frac{1}{4}$ do total. Entretanto, no CERS, 45,8% dos indivíduos utilizaram a área para reprodução no período seco e dentre as espécies que mais contribuíram para esse elevado valor pode-se destacar a *Sphoeroides testudineus*, *Bardiella ronchus* e *Achirus lineatus*. O pico reprodutivo do *S. testudineus* ocorre principalmente no verão, assim como o da espécie *B. ronchus*, que ocorre entre os meses de dezembro e fevereiro, enquanto que a espécie *A. lineatus*, apresenta maior pico reprodutivo na primavera, com desova parcelada no verão (TARGETT, 1979; CASTRO et al., 1999; OLIVEIRA e FÁVARO, 2010), o que pode justificar a elevada utilização dessa área para reprodução por parte dessas espécies.

A ictiofauna pode apresentar respostas às variações climáticas, através de

composições diferenciadas nos períodos de estiagens em relação aos de maior pluviosidade, bem como essas divergências podem ser atenuadas nos períodos em que não há instabilidade pluviométrica tão marcada (BRANCO & VERANI, 2006; FALCÃO et al., 2006). Entretanto, no presente estudo, os períodos sazonais não apresentaram forte influência sobre a abundância e a biomassa das espécies capturadas em ambos os complexos estuarinos o que corrobora com o observado por VILLARROEL (1994), BARLETTA *et al.* (2003) e PAIVA et al. (2008) em ambientes estuarinos tropicais. Porém, a abundância das espécies capturadas pela camboa, apresentaram diferenças significativas entre os dois complexos estuarinos e as espécies que mais contribuíram para essa dissimilaridade foram a *M. curema*, *C. edentulus*, *E. argenteus*, *E. gula*, *L. alexandrei*, *D. auratus* capturados no CECSC e *D. rhombeus*, *S. testudineus*, *C. unidecimalis* e *B. ronchus* capturados no CERS. Para Ramos e Vieira (2001), a abundância de determinadas espécies nos estuários, podem estar associadas ao gradiente latitudinal de temperatura e salinidade, bem como ao tamanho da área e aos seus respectivos números de habitats. Essa dissimilaridade de fato pode estar associada a diferenças estruturais entre os complexos estuarinos. O CECSC apresenta características de ria, uma maior área (25,9 km²) e profundidade (máxima de 7 m), com uma desembocadura mais larga (500 m), quando comparada ao CERS (MEDEIROS e KJERFVE, 1993; CPRH, 2001; SILVA, 2009; MEDEIROS et al., 2001; GUIMARÃES et al., 2010; SILVA et al., 2011; SILVA et al., 2011).

A recente avaliação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) em relação ao nível de ameaça de extinção das espécies da fauna brasileira (ICMBio, 2016), identificou que, das 137 espécies capturadas no presente estudo, três estão classificadas como vulneráveis (VU) - *M. atlanticus* e *S. parkeri* (CERS) e *H. erectus* (CECSC), cinco estão na categoria de quase ameaçada (NT) - *H. unifasciatus*, *L. analis*, *L. synagris* (CECSC), *M. liza* e *L. jocu* (CECSC e CERS). Existe ainda dez espécies na categoria de dados deficientes (DD) (*G. ocellatus*, *C. ocellatus*, *S. brasiliensis*, *A. probatocephalus* (CECSC), *G. funebris*, *M. curvidens*, *M. americanos* e *O. punctatissimus* (CERS). As espécies DD são preocupantes pois caracterizam-se por haver suspeitas de que as mesmas estejam em uma categoria de ameaça, entretanto não há informações suficientes para a sua categorização. Nesta categoria está inserida *M. curema* (CECSC e CERS), importante recurso pesqueiro, se destacando no presente estudo, em termos de abundância e pelo elevado percentual de captura abaixo do tamanho de primeira maturação.

As severas pressões antrópicas que os ambientes estuarinos estão sofrendo constantemente podem interferir na existência de algumas espécies e funcionamento do ecossistema (KENNEDY et al. 2002). Portanto, informações sobre história de vida das espécies e de que forma as mesmas utilizam os ambientes estuarinos são essenciais e extremamente importantes em modelos de avaliação de estoque, avaliação de risco e a aplicação de modelos com enfoque ecossistêmico, possibilitando a elaboração de boas práticas de manejo e de conservação dos estoques (CARDOSO et al., 2016).

A discriminação dos impactos diretos ligados à pesca e dos indiretos da degradação ambiental, além dos efeitos de fatores climáticos naturais sobre a fauna de peixes pode ser facilitada por estudos ecológicos de longo prazo (LIKENS 1989). O monitoramento da ictiofauna é uma ferramenta eficaz e imprescindível na observação bioecológica das espécies. Monitoramento realizado através dos estudos de biodiversidade podem ser complementados por ferramentas que possam auxiliar na identificação dos impactos, a exemplo do uso de biomarcadores histopatológicos (LINS et al., 2010; VIANA et al., 2013), hematológicos (VENTURA et al., 2015) e enzimáticos (COGO et al., 2009; ASSIS et al., 2010, 2012; VIANA et al., 2013 Op. cit.; ARAUJO et al., 2016), além da quantificação dos poluentes lançados nesses ambientes (LIMA et al., 2009; TRINDADE et al., 2012).

As informações obtidas no presente trabalho destacam a importância ecológica e socioeconômica dos dois complexos estuarinos tropicais (CECSC e CERS), localizados no estado de Pernambuco, região nordeste do Brasil. Ecológica uma vez que os resultados indicam que a ictiofauna utiliza esses complexos principalmente como área de crescimento e que pode estar havendo um efeito dos impactos antrópicos principalmente em relação ao CECSC. Entretanto, o conhecimento destes impactos e principalmente da história de vida das espécies ainda é bastante incipiente. Por exemplo, um elevado percentual de espécies não possui informações de L_{50} e L_{Max} e um considerável número de espécies categorizadas como DD. A ausência dessas informações associadas aos impactos antrópicos pode vir a interferir diretamente na economia dos pescadores artesanais que atuam nas áreas estuarinas avaliadas no presente estudo, bem como os que exercem essa atividade nas áreas costeiras, pois devido a conectividade entre esses ambientes, várias espécies de importância comercial utilizam os estuários em determinados momentos do seu ciclo de vida, tornado essencial a preservação desses ambientes.

3.5 Referências

- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA-APAC. Estações do ano. **Meteorologia**. Disponível em: <<http://www.apac.pe.gov.br/meteorologia/estacoes-do-ano.php?estacao=verao>>. Acesso em 1 junho 2017.
- AIKEN, K. A. A biologia, a decologia e a bionomia da borboleta e angelfish, Chaetodontidae. Em JL Munro (ed.) Recursos da pesca do recife de coral do Caribe. **ICLARM Stud. Rev.**, v.7(276), p.155-165, 1983.
- ALBIERI, R.J.; ARAÚJO, F. G. Reproductive biology of the mullet *Mugiliza* (Teleostei: Mugilidae) in tropical Brazilian bay. **Zoologia**, v. 27(3), p.331-340, 2010.
- ALMEIDA, L. R.; BRANCO, J. O. Aspectos biológicos de *Stellifer stellifer* (Bloch) na pesca artesanal do camarão sete-barbas, Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.19(2), p.601-610, 2002.
- ALMEIDA, Z. S. Os recursos pesqueiros marinhos e estuarinos do Maranhão: biologia, tecnologia, socioeconomia, estado da arte e manejo. 2008. **Tese (Doutorado)**- Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém- PA.
- ALVITRES, C. V. R. Estudo sobre a biologia e ciclo de vida de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Ubatuba 23°30'S - Cananéia 25°05'S). 1986. **Dissertação (Mestrado)**- Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo- São Paulo- SP.
- ANDRADE, A. B.; MACHADO, L. F.; HOSTIM-SILVA, M.; BARREIROS, J. P. Reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). **Brazilian Archives Biology and Technology**, v. 46(3), p. 373-381, 2003.
- ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12(4), p. 640-661, 2008.
- ANDREATA, J. V.; BARBIERI, L. R. R.; SEBILIA, A. S. B.; SILVA, M. H. C.; SANTOS, R. P. A list of Marapendi Lagoon fishes, Rio de Janeiro, Brazil. **Atlântica**, v.11, p. 5-17, 1989.
- ANDREATA, J. V.; MEURER, B. C.; BAPTISTA, M. G. S.; MANZANO, F.V.; TEIXEIRA, D. E.; LONGO, M. M.; FRERET, N.V. Composição da Assembléia de Peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19(4), p.1139-1146, 2002.
- ARAÚJO, F. G. Abundância relativa, distribuição e movimentos sazonais de bagres marinhos (SILURIFORMES, ARIIDAE) no estuário do Lagoa dos Patos, RS. **Rev. Bras.**

de Zool., v. 5(4), p. 509-543, 1988.

Araújo, M. V.; Freire, G. S. S. Análise dos impactos ambientais causados em estuários: estudo do estuário do Rio Acaraú, Ceará – Brasil. **Caminhos de Geografia Uberlândia**. v.8, p.111-123, 2007.

ARAÚJO, A. R.; SILVA, F. D. Aspectos da pesca e biologia da tainha, *Mugil curema* (Osteichthyes: Mugilidae), no estuário do Rio Vaza Barris, Sergipe, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**. v.46(1), p.29-38, 2013.

ARAÚJO, M. C.; ASSIS, C. R. D.; SILVA, L. C.; MACHADO, D. C.; SILVA, K. C. C.; LIMA, A. V. A.; CARVALHO JÚNIOR, L. B.; BEZERRA, R. B.; OLIVEIRA, M. B. M. Brain acetylcholinesterase of jaguar cichlid (*Parachromis managuensis*): From physicochemical and kinetic properties to its potential as biomarker of pesticides and metal ions. **Aquatic Toxicology**, v. 177, p.182-189, 2016.

ASSIS, C. R. D.; CASTRO, P. F.; AMARAL, I. P. G.; CARVALHO, E. V. M. M.; CARVALHO JÚNIOR, L. B.; BEZERRA, R. S. Characterization of acetylcholinesterase from the brain of the Amazonian Tambaqui (*Colossoma macropomum*) and in vitro effect of organophosphorus and carbamate pesticides. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.29(10), p.2243-2248, 2010.

ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; CARVALHO, E. V. M. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JÚNIOR, L. B. Comparative effect of pesticides on brain acetylcholinesterase in tropical fish. **Science of the Total Environment**. p.441, v.141-150, 2012.

BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). **Marine Ecology Progress Series**. v. 256, p.217-228, 2003.

BAUCHOT, M. L. Carangidae, p. 464-483 In LÉVÊQUE, C.; PAUGY, AND TEUGELS, G. G. (eds.) Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome 2. Coll. Faune et Flore tropicales 40. Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren, Belgique, Museum National d'Histoire Naturelle. France (Paris): France and Institut de Recherche pour le Développement, 2003.

BAUM, J.; MEEWIG, J.; VINCENT, A. C. J. Bycatch of lined seahorses (*Hippocampus erectus*) in a Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. **Fishery Bulletin**. v.101, p.721-731, 2003.

BELLINI, A. T. Biologia e bionomia de *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758

(Trichiuridae, Perciformes, Teleostei) da costa brasileira, entre Cabo Frio (23º00'S) e Torres (29º21'S). 1980. **Dissertação (Mestrado)**- Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo- SP.

BERNARDES, R. Á.; FIGUEIREDO, J. L.; RODRIGUES, A. R.; FISCHER, L. G.; VOOREN, C. M.; HAIMOVICI, M.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. **Peixes de zona econômica exclusiva da região sudeste-sul do Brasil: Levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo**. São Paulo (SP): Editora da Universidade da São Paulo, 2005.

BETANCUR-R, R.; MARCENIUK, A. P.; BÉAREZ, P. Taxonomic status and redescription of the gillbacker sea catfish (Siluriformes: Ariidae: *Sciades parkeri*). **Copeia**, v.4, p. 827-834, 2008.

BETITO R. Comparação da complexidade das adaptações bioecológicas de dois peixes (*Jenynsia multidentata* e *Poecilia vivipara*) (Cyprinodontiformes) no Estuário da Lagoa dos Patos (RS - Brasil). **Revista Didática Sistemica**, v. 3, 2006.

BIGELOW, H. B.; BRADBURY, M. G.; DYMOND, J. R.; GREELEY, J. R.; HILDEBRAND, S. F.; MEAD, G. W.; MILLER, R. R.; RIVAS, L. R.; SCHROEDER, W. L.; SUTTKUS, R. D.; VLADYKOV, V. D. **Fishes of the western North Atlantic**. Part three. New Haven: Sears Found. Mar. Res., Yale Univ.; 1963.

BLABER, S. J. M. **Tropical Estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation**. London: Ed. Chapman & Hall; 2000.

BORGES, G. C. P. Comunidade fitoplanctônica do estuário do Rio Massangana (Pernambuco-Brasil). 2011. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal de Pernambuco- Recife, PE.

BOUCHON-NAVARO, Y.; BOUCHON, C.; KOPP, D.; LOUIS, M. Relações de peso para 50 espécies de peixes coletadas em ervas marinhas das Antilhas Menores. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, p. 322-324, 2006.

BRAGA, R. A. P. Caracterização preliminar da zona estuarina de Barra de Sirinhaém. Relatório de Pesquisa. Recife, PE: Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, 1986.

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

Carvalho-Filho A. **Peixes: costa Brasileira**. São Paulo, SP: Marca D'Agua, 1992.

CARDOSO, C. N. A.; NASCIMENTO, M. S.; LIMA, W. M. G.; MENDES, N. C. B.; PEREIRA, L. J. G.; BENTES, B. Complexidade do habitat e variação espaço-temporal

da diversidade de Sciaenidae (Teleostei) em canais de maré da Costa Norte do Brasil. **Biota Amazônia**, v. 6(3), p. 70-76, 2016.

CASTRO, A. C. L. Características ecológicas da ictiofauna da ilha de São Luís. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 10, p.1-18, 1997.

CASTRO, L. T.; SANTOS-MARTINEZ, A.; ACERO, P. Reprodução de Bairdiella ronchus (Pisces: Sciaenidae) na Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. **Revista de Biología Tropical**, v.47(3), p.553-560, 1999.

CAVALCANTI, L.B.; COELHO, P.A.; ESKINAZI-LEÇA, E.; LUNA, J.A.C.; MACÊDO, S. J.; PARANAGUÁ, M.N. Condiciones ecológicas en el area de Suape (Pernambuco-Brasil). Pp. 243-256. In: Seminario sobre el Estudio Científico e Impacto Humano em el Ecosistema de Manglares. UNESCO. Cali, 1980.

CAVALCANTI, A. D. Monitoring of trace elements in oysters marketed in Recife, Pernambuco, Brazil. **Caderno de Saúde Pública**, v.19(5), p. 1545-1551, 2003.

CERQUEIRA, V. R.; HAIMOVICI, M. Dinâmica populacional do gordinho, Peprilus paru (Pisces, Stromateidae), no litoral sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50(3), p.599-613, 1990.

CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A. J.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J. M.; ROBAINA, G.; RODRIGUEZ, B. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América, 1992.

CERVIGÓN F. **Los peces marinos de Venezuela**. 2 ed. Caracas (Venezuela): Fundación Científica Los Roques Caracas, 1993. vol. 5.

CHAO, L. N. Sciaenidae. In W. Fischer (ed.) FAO species identification sheets for fishery purposes. West Atlantic (Fishing Area 31). vol 4. Rome: FAO, 1978.

CHACON, J. O.; ALVES, M. I. M.; MESQUITA, M. S. C. Alguns aspectos da reprodução do bagre branco, Selenapsis herzbergii (Bloch 1794), Pisces: Ostariophysi, Siluriformes, Ariidae. **Boletim Técnico**, v. 47/52(1/2), p. 43-78, 1994.

CHAVANCE, P.; YAÑEZ-ARANCIBIA, A.; FLORES-HERNÁNDEZ, D.; LARA-DOMÍNGUEZ, A. L.; LINARES, F. A. Ecology, biology and population dynamics of Archosargus rhomboidalis (Pisces, Sparidae) in a tropical coastal lagoon system, southern Gulf of Mexico. **An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nalc. Autón. Méx.**, v. 13(2), p.11-30, 1986.

CLARKE, K. R. Gorley RN. PRIMER v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

2006.

CLARO, R. Características generales de la ictiofauna. p. 55-70. In R. Claro (ed.) *Ecología de los peces marinos de Cuba*. Cuba: Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo., 1994.

CHRISTENSEN V, PAULY D. **Trophic Models of Aquatic Ecosystems**. ICLARM Conf. Proc.; 1993.

COGO, A. J. D.; SIQUEIRA, A. F.; RAMOS, A. C.; CRUZ, Z. M. A.; SILVA, A. G. Using oxidative stress enzymes as biomarkers in environmental impacts. **Natureza on line**, v. 7(1), p. 37-42, 2009. [on line] <http://www.naturezaonline.com.br>.

COLLETTE, B. B. Batrachoididae. In W. Fischer (ed.) *FAO species identification sheets for fishery purposes*. West Atlantic (Fishing Area 31), vol. 1. Rome: FAO, 1978.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DO MEIO AMBIENTE-CPRH. Diagnóstico socioambiental do litoral Sul de Pernambuco. Recife (PE): Agência Estadual do Meio Ambiente, 2013.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DO MEIO AMBIENTE-CPRH. Diagnóstico socioambiental do litoral sul de Pernambuco. Recife (PE): Agência Estadual do Meio Ambiente, 2013.

CORRÊA, C. E.; CHAVES, P. T.; GUIMARÃES, P. R. B. Biology of *Chirocentron bleekermanus* (Poey, 1867) (Clupeiformes: Pristigasteridae) in a continental shelf region of southern Brazil. **Brazilian Archives Biololy Technology**, v. 48(3), p.419-427, 2005.

COSTA, M. R.; PEREIRA, H. H.; NEVES, L. M.; ARAÚJO, F. G. Length-weight relationships of 23 fish species from Southeastern Brazil. **J. Appl. Ichthyol**, v. 30, p.230-232, 2014.

CRABTREE, R. E.; HOOD, P. B; SNODGRASS, D. Age, growth, and reproduction of permit (*Trachinotus falcatus*) in Florida waters. *Fish. Bull.* 2002; 100(1):26-34.

CUSHING, D. H. **Marine ecology and fisheries**. London: Cambridge University Press, 1975.

BARROS, D. F.; MARCELO, F. T.; FRÉDOU, F. L. Ictiofauna do estuário de São Caetano de Odivelas e Vigia (Pará, Estuário Amazônico). **Biota Neotropica**, v.11(2), p. 367-373, 2011. Available from: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000200035>.

ECOUTIN, J. M.; SIMIER, M.; ALBARET, J. J.; LAE, R.; MORAIS, L.T. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87(2), p. 284-292, 2010. Available from: 10.1016/j.ecss.2010.01.009. 2010.

EDDY, F. B. Ammonia in estuaries and effects on fish. **Journal of Fish Biology**, v. 67, p. 1495-1513, 2005. Available from: 10.1111/j.1095-8649.2005.00930.x.

GARCÍA-ARTEAGA, J. P.; CLARO, R.; VALLE, S. Relações de comprimento-peso de peixes marinhos cubanos. **Naga ICLARM Q.**, v. 20(1), p.38-43, 1997.

FLORES-VERDUGO, F.; GONZÁLEZ-FARÍAS, F.; RAMÍREZ FLORES, O.; AMEZCUA-LINARES, F.; YAÑES-ARANCIBIA, A.; ALVAREZ-RUBIO, M.; DAY, JR. J. W. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua brava Lagoon-estuarine System (Mexican Pacific). **Estuaries, Coastal and Shelf Science**, v. 13(2), p. 219-230, 1990.

GARCÍA-CAGIDE, A.; CLARO, R.; KOSHELEV, B. V. Reproducción. p.187-262. In CLARO, R. (ed.) Ecología de los peces marinos de Cuba. Cuba: Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba and Cen. Invest. Quintana Roo (CIQRO) México; 1994.

GUIMARÃES, A. S.; TRAVASSOS, P.; SOUZA FILHO, P. W. M. E.; GONÇALVES, F. D.; COSTA, F. Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system. **Aquaculture Research**, v.41, p.828-838, 2010. Available from: doi:10.1111/j.1365-2109.2009.02360.x.

GONDIM, J. E. R. G. Análise exploratória dos diferentes impactos antropogênicos nos estuários de Pernambuco. 2015. **Dissertação (Mestrado)**- Universidade Federal de Pernambuco, Recife- PE.

FALCÃO, M. G.; SARPÉDONTI, V.; SPACH, H. L.; OTERO, M. E. B.; QUEIROZ, M. C. L. N.; SANTOS, C. A. Ictiofauna em planícies de maré das baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 8(2), p.125-138, 2006.

FAVARO, L. F. S.; LOPES, C. G.; SPACH, H. L. Reprodução do peixu-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gajmard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente á gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20(3), p.501-506, 2003.

FERREIRA DE MENEZES, M.; SANTOS PINTO, M. Notes on the biology of tarpon, *Tarpon atlanticus* (Cuvier and Valenciennes), from coastal waters of Ceará, Santa Fé, Brazil. **Arquivos da Ciência do Mar**, v.6(1), p.83-98, 1966.

FIGUEIREDO, L.; MENEZES, N. A. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil**. vol. II. Teleostei (1). São Paulo, SP: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo; 1978.

FIGUEIREDO, L.; MENEZES, N. A. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do**

Brasil. vol. III. Teleostei (2). São Paulo, SP: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo; 1980.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. vol. VI. Teleostei (5). São Paulo, SP. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo; 2000.

FERREIRA, B. P.; REZENDE, M. S.; TEXEIRA, S. F.; FREDOU, T.; DUARTE, Y. *F. Lutjanus analis*. Em Dinâmica de populações e avaliação de estoques dos recursos pesqueiros da região nordeste. vol. II. DIMAR. Lessa, R. P.; Nóbrega & Júnior, M. F. Recife, PE: Departamento de Pesca da Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2004: 51-68.

FIGUEIREDO, J. L.; SANTOS, A. P.; YAMAGUTI, N.; BERNARDES, R. A. DEL BIANCO ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. **Peixes da zona econômica exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil: Levantamento com Rede de Meia-Água**. São-Paulo, SP: Editora da Universidade de São Paulo, 2002.

FREDOU, T.; FERREIRA, B. P.; LETOURNEUR, Y. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. Traditional modelling approaches. **Fisheries Research**, v. 99, p. 90-96, 2009a.

FRÉDOU, T.; FERREIRA, B. P.; LETOURNEUR, Y. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian Reef Systems. 2-A multi-fleet age-structured approac. **Fisheries Research**. 2009b; 99: 97-105.

FREITAS, C. E. C.; SOARES, M. G. M.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; COSTA, E. L. Indicadores Biológicos da Ictiofauna, p.77-85. In: Cavalcante, K. V.; Rivas, A. A. F.; Freitas, C. E. C. [Org.] Indicadores Socioambientais e atributos de referência para o trecho Urucu-Coari-Manaus, rio Solimões, Amazônia Ocidental. Manaus: EDUA, 2007.

FREITAS, M. O.; MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B.; MINTE-VERA, C. V. Spawning patterns of commercially important reef fish (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical western South Atlantic. **Sci. Mar**, v. 75(1), p.135-146, 2011.

FROESE R, PAULY D. FishBase. **World Wide Web electronic publication**. Version 10/2007, Disponível em: <www.fishbase.org>. Acesso em 01 junho 2017.

FROTA, L. O.; COSTA, P. A. S.; BRAGA, A. C. Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. **NAGA WorldFish Center Q.**, v. 27(1&2), p.20-26, 2004.

GASALLA, M. D. L. A.; SOARES, L. S. H. Comentários sobre os estudos tróficos de peixes marinhos no processo histórico da ciência pesqueira e modelagem ecológica.

Boletim do instituto de pesca, v. 27(2), p.243-259, 2001.

GIARRIZZO, T.; SILVA DE JESUS, A. J.; LAMEIRA, E. C.; ARAÚJO DE ALMEIDA, J. B.; ISAAC, C.; SAINT-PAUL, U. Weight-length relationships for intertidal fish fauna in a mangrove estuary in Northern Brazil. **J. Appl. Ichthyol.**, v. 22, p.325-327, 2006.

GÖTHEL H. **Fauna marina del Mediterráneo**. 2 ed. Barcelona: Ediciones Omega; 1992.

HAIRSTON, N. G.; TINKLE, D. W.; WILBUR, H. M. Natural selection and the parameters of population growth. **Journal Wildlife Manage**, v. 34, p. 681-690, 1970.

HARRISON, I. J. MUGILIDAE. Lisas. p. 1293-1298. In FISCHER, W.; KRUPP, F.; SCHNEIDER, C.; CARPENTER, S. K. E.; NIEM, V. (eds.) Guia FAO para Identification de Especies para lo Fines de la Pesca. Pacifico Centro-Oriental. 3 vols. Rome: FAO, 1995.

HARRISON, I. J.; MILLER, P. J.; PEZOLD, F. Gobiidae. p. 625-666 GG. C, Paugy D, Teugels (eds.) Faune des poissons d'eaux douce et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome 2. Coll. Faune et Flore tropicales 40. Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren, Belgique, Museum National d'Histoire Naturelle. Paris: France and Institut de Recherche pour le Développement, 2003.

HARRISON, T. D.; WHITFIELD, A. K. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. **Journal of Fish Biology**, v.65, p.683-710, 2004. Available from: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00477.x>

Heemstra, P. C.; Anderson, W. D.; Lobel, P. S. Serranidae. Groupers (seabasses, creolefish, coney, hinds, hamlets, anthiines, and soapfishes). p. 1308-1369. In Carpenter KE. (ed.) FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Atlantic. vol. 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae), 2003.

HUREAU, J. C. Biologie comparée de quelques poisson antarctiques (Nototheniidae). **Bol. Inst. Océan. Monaco**, v. 68, 1969.

IGFA. **Database of IGFA angling records until**. Fort Lauderdale, USA. 2001. Disponível em <<https://www.igfa.org/>>. Acesso em 15 de junho de 2017.

Instituto de Desenvolvimento de Pernambuco CONDEPE, Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental – CPRH. Estudo para o controle ambiental nas áreas estuarinas de Pernambuco, Canal de Santa Cruz. Recife (PE): CONDEPE, 1982.

JOYEUX, J. C.; GIARRIZZO, T.; MACIEIRA, R. M.; SPACH, H. L.; VASKE JUNIOR, T. Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. **J. Appl. Ichthyol.**, p. 1-6, 2008.

- KWAK, T. J.; PETERSON, J. T. Community indices, parameters, and comparisons. Pages 677-763 in Guy CS, Brown ML. eds. Analysis and interpretation of freshwater fisheries data. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2007.
- KEITH, P., P.-Y. Le Bail and P. Planquette, 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, Fascicule I: Batrachoidiformes, Mugiliformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes. Collection Patrimoines Naturels 43(I): 286p. Paris: Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle.
- KENNEDY, V. S.; TWILLEY, R. R.; KLEYPAS, J. A.; COWAN, J. H.; HARE, S. R. **Costal and Marine ecosystems & Global climate change**, Potential effects on U.S. Resources. 2002.
- KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries: biological aspects**. Boca Raton (FL): Ed. CRC PRESS, 1985.
- KENNISH, M. J. **Ecology of Estuaries: Physical and Chemical Aspects**. Boca Raton (FL): CRC Press., 1986.
- KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR., C.J. Family Engraulididae (Anchovies). p. 39-42. In R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. 2003.
- KWAK, T. J.; PETERSON, J. T. Community indices, parameters, and comparisons. Pages 677-763 in C.S. Guy and M.L. Brown, editors. Analysis and interpretation of freshwater fisheries data. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 2007.
- LESSA, R. P.; NÓBREGA, M. F.; BEZERRA JUNIOR, J. L.; Dinâmica de populações e avaliação de estoques dos recursos pesqueiros da região nordeste. vol. II. Recife (BR): DIMAR, Departamento de Pesca - Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2004.
- LESSA, R. P.; MONTEIRO, A.; DUARTE-NETO, P. J.; VIEIRA, A. C. J. Multidimensional analysis of fishery production systems in the state of Pernambuco, Brazil. **Appl. Ichthyol.**, v. (25), p.256–268, 2009.
- LIESKE, E.; MYERS, R. **Collins Pocket Guide. Coral reef fishes**. Indo-Pacific & Caribbean including the Red Sea. London (UK): Haper Collins Publishers, 1994.
- LIMA, E. D. A. M. Avaliação da qualidade dos sedimentos e prognóstico geoquímico ambiental da zona estuarina do Rio Botafogo. 2008. **Tese (Doutorado)**- Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE.
- LIMA, A. C. G.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; SILVA, M. C. L.; FERREIRA, J. M. Quality monitoring and assessment of Mercury contamination on water and sediments

of the Botafogo river, PE, Brazil. **Revista Ambiente e Água - Interdisciplinary Jornal Of Applied Science**, v. 4(2), 2009.

LIMA, A. C. G.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; SILVA, M. C. L.; FERREIRA, J. M. Monitoramento da qualidade e avaliação da contaminação por mercúrio na água e sedimentos do rio Botafogo, PE, Brasil. **Ambiente e Água**, v.3(2), p.156-171, 2009. Available from: doi:10.4136/ambi-agua.95.

LIRA, L.; MESQUITA, B.; SOUZA, M. M. C.; LEITE, C. A.; FARIAS, A. M.; GALVÃO, C. **Diagnóstico socioeconômico da pesca artesanal do litoral Pernambuco**. vol. IV. Recife (PE): Instituto Oceanário de Pernambuco da Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010a.

LIRA, L.; MESQUITA, B.; SOUZA, M. M. C.; LEITE, C. A.; FARIAS, A. M.; GALVÃO, C. **Diagnóstico socioeconômico da pesca artesanal do litoral Pernambuco**. vol. IV. Recife (PE): Instituto Oceanário de Pernambuco da Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010b.

LIRA, L.; FONSECA, V. G. **Composição e distribuição faunológica do estuário do rio Formoso-PE**. Anais da Universidade Federal Rural de Pernambuco. v.5, p.77-104. 1980.

LINS, J. A. P. N.; KIRSCHNIK, P. G.; QUEIROZ, V. S.; CÍRIO, S. M. Use of fish as biomarkers for monitoring aquatic environment. **Ciências Agrária e Ambiental**, v. 8(4), p. 469-484, 2010.

LÓPEZ-ROJAS, H.; BONILLA-RIVERO, A. L. Anthropogenically induced fish diversity reduction in Lake Valencia Basin, Venezuela. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p.757-765, 2000.

LOURIE, S. A.; VINCENT, A. C. J.; HALL, H. J. Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation. London: Project Seahorse, 1999.

Manderson, J. P.; Pessutti, J.; Hilbert, J. G.; Juanes, F. Shallow water predation risk for a juvenile flatfish (winter flounder; *Pseudopleuronectes americanus*, Walbaum) in a northwest Atlantic estuary. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.304, p. 137-157, 2004.

MARCENIUK, A. P.; FERRARIS JUNIOR. **Ariidae (Sea catfishes)**. p. 447-455. In Reis RE, Kullander SO, Ferraris Jr. CJ. (eds.) Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre (RS): EDIPUCRS, 2003.

MASUMOTO, C.; CERGOLE, M. C. *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766). p. 35-39. IN CERGOLE, M. C.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O.; ROSSI-WONGTCHOWSKI, C. L. D. B.; (eds.) Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do

Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. São Paulo (SP): Instituto Oceanográfico, 2005.

MEDEIROS, C.; KJERFVE, B. Hydrology of a tropical estuarine System: Itamaracá, Brasil. **Estuarine, Coastal Shelf Science.**, v, 36, p. 495-515, 1993.

MEDEIROS, C.; KJERFVE, B.; ARAÚJO, M.; NEUMANN-LEITÃO, S. The Itamaracá Estuarine Ecosystem, Brazil. **Coastal Marine Ecosystem of Latin America (Ecological Studies)**, p.71–82, 2001. Available from: doi:10.1007/978-3-662-04482-7.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil – vol. IV (Teleostei 3). São Paulo, SP: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1980.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. vol. Teleostei (4). São Paulo, SP: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1985.

MEXICANO-CÍNTORA, G. Crecimiento y reproducción de la mojarra, *Eucinostomus gula* de Celestún, Yucatán, México, Proc. Gulf Carribb. **Fish. Inst.**, v. 45, p.524-536, 1999.

MÉRIGOT, B.; FRÉDOU, F. L.; VIANA, A. P.; PADOVANI FERREIRA, B.; COSTA JÚNIOR, E. M.; SILVA JUNIOR, C. A. B.; FRÉDOU, T. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multicomponent diversity approach. **Ocean & Coastal Management**, v.143, p.175-183, 2016.

MEYER, U. On the fate of mercury in the Northeastern Brazilian: mangrove system, Canal de Santa Cruz, Pernambuco. **DPh (Thesis)**- Zentrum fur Marine Tropenökologie University, Bremen -Germany, 1996.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo, SP: Edusp – Editora da Universidade de São Paulo, 2002.

MISHIMA, M.; TANJI, S. Maturação e desova dos bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) do complexo estuarino de Cananéia (25°S, 48°W). **Boletim do Instituto da Pesca**, v.10, p.129-141, 1983.

MONTEIRO, A.; RIBEIRO, A. C.; NÓBREGA, M. F.; LESSA, R. P. *Hyporhamphus unifasciatus*. Dinâmica de populações e avaliação de estoques dos recursos pesqueiros da região nordeste. vol. II. DIMAR. LESSA, R. P.; NÓBREGA, M. F.; JÚNIOR, J. L. B. Recife (PE): Departamento de Pesca - Universidade Federal Rural de Pernambuco: 2004; 151-169.

MONTES, M. J. F.; MACÊDO, S. J.; KOENING, M. L. Atomic Ratio in the Santa Cruz Channel, Itamaracá-PE (Northeast Brazil): a Nyctemeral Variation. **Arquivos brasileiros**

de biologia e tecnologia, v. 45(2), 2002.

MOURA, R. L.; LINDEMAN, K. C. Uma nova espécie de anchova (Perciformes: Lutjanidae) do Brasil, com comentários sobre a distribuição de *Lutjanus griseus* e *L. apodus*. **Zootaxa**, v. 1422, p. 31-43, 2007.

MOURÃO, K. R. M.; FERREIRA, V.; FRÉDOU, F. L. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v.86(4), p. 1783-1800, 2014.

MOTOMURA H. Threadfins do mundo (Family Polynemidae). Um catálogo anotado e ilustrado de espécies polinêmicas conhecidas até à data. vol. 3. Roma: FAO Spec. Gato. Peixe. Purp, 2004.

MUNROE, T. A. Peixinhos do Atlântico Oeste do complexo de *Sinfurus plagusia* (Cynoglossidae: Pleuronectiformes), com descrições de duas novas espécies, Peixe. **Touro**, v. 89(2), p.247-287, 1991.

MUNROE, T. A. Achiridae. American soles. p. 1925-1933. In Carpenter KE. (ed.) FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Atlantic. vol. 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals, 2003.

MURDY, E. O.; HOESE, D. F. Eleotridae. Sleepers. p. 1778-1780. In Carpenter KE. (ed.) FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Atlantic. vol. 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals, 2003.

NÓBREGA, M. F.; MONTEIRO, A.; LESSA, R. P. *Hemiramphus brasiliensis*. Dinâmica de populações e avaliação de estoques dos recursos pesqueiros da região nordeste. vol. II. DIMAR. LESSA, R. P.; NÓBREGA, M. F.; JÚNIOR, J. L. B. Recife (PE): Departamento de Pesca - Universidade Federal Rural de Pernambuco; 2004: 151-169.

Odum, H. T. Energy, environment and public policy. A guide to the analysis of systems. UNEP Regional Seas Reports and Studies, 1988.

PAIVA, A. C. G.; CHAVES, P. T. C.; ARAÚJO, M. E. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25(4), p. 647-661, 2008.

PATZNER, R. A.; VAN TASSELL, J. L.; KOVA, M.; KAPOOR, B. G. A biologia dos gobies. Enfield, NH: Editores de Ciências; Boca Raton, FL: Distributed by CRC Press, 2011.

PASSOS, A. C.; SCHWARZ JR. R.; CARTAGENA, B. F. C.; GARCIA, A. S.; SPACH,

- H. L. Weight-length relationship of 63 demersal fishes on the shallow coast of Paraná, Brazil. **J. Appl. Ichthyol.**, v. 28, p. 845-847, 2012.
- PEZOLD, F. Redescrições e sinonimias de espécies do gênero americano-oeste africano *Gobionellus* (Teleostei: Gobiidae) com uma chave para as espécies. **Copeia.**, v. (2), p. 281-297, 2004.
- RAMOS, L. A. C.; VIEIRA, J. P. Species composition and abundance of shallow water fishes of five estuaries of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 27(1), p.109-121, 2001.
- RANDALL, J. E.; VERGARA, R. R. Gerreidae. In W. Fischer (ed.) FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31). vol. 2. 1978.
- Reichert, M. J. M. *Etropus crossotus*, an annual flatfish species; age and growth of the fringed flounder in South Carolina. **J. Sea Res.**, v. 40(3/4), p.323-332, 1998.
- REINER, F. **Catálogo dos peixes do arquipélago de Cabo Verde**. Lisboa: Lisboa: Instituto Português de Investigação do Marítima, 1996.
- REIS, E. G.; D'INCAO, F. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. **Ocean & Coastal Management.**, v. 43(7), p. 585-595, 2000. Available:10.1016/S0964-5691(00)00048-X.
- RIOS, E. P. Aspectos reprodutivos de *Prionotus punctatus* (Bloch, 1797) (Teleostei: Triglidae) na região costeira de Ubatuba, São Paulo, Brasil. **Dissertação (Mestrado)**-. Instituto de Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo- SP; 1995.
- ROBINS, C. R.; RAY, G. C. **A field guide to Atlantic coast fishes of North America**. Bosto (USA): Houghton Mifflin Company, 1986.
- ROCHA, C.; FAVARO, L. F.; SPACH, H. L. Biologia reprodutiva de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus) (Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae) da Gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.19(1), p.57-63, 2002.
- ROMERO, R. M.; MORAES, L. E.; SANTOS, M. N.; ROCHA, G. R. A.; CETRA, M. Biologia de *Isopisthus parvipinnis*: uma abundante espécie sciaenídea capturou a captura acidental durante a pesca do camarão do mar no Brasil. **Neotrop. Ichthyol.**, v. 6(1), p.67-74, 2008.
- TARGETT, T.E. A contribution to the biology of the puffers *Sphoeroides testudineus* and *Sphoeroides spengleri* from Biscayne Bay, Florida. **Fish. Bull.**, v.77(1), p.292-295, 1979.

SANTOS, R. S.; SILVA, J. P. C.; COSTA, M. R; ARAÚJO, F. G. O tamanho de primeira maturação como parâmetro para estabelecimento de tamanho mínimo de primeira captura para a corvina no sudeste do Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**, v. 41(3), p. 507-518, 2015.

SAAD, A.; FAGUNDES-NETTO, E. Reproductive biology aspects of female *Etropus longimanus* Norman, 1933 (Bothidae) in Cabo Frio region, Rio de Janeiro. Mean size at first spawning, type of spawning and spawning season. **Boletim do Instituto de Oceanografia.**, v. 40(1-2), p.1-13, 1992.

SANTANA, L. M. B. M.; LOTUFO, L. V. C.; ABESSA, D. M. S. The anthropic contamination and its effects on three estuaries of Ceará coastline, Brazilian Northeast - a review. **Arquivos da Ciências do Mar**, v. 48(2), p. 93-115, 2015.

SANTOS, N. B. Biologia reprodutiva de peixes cianídeos capturados nas proximidades dos terminais portuários do Pará e Maranhão. 2007. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal do Pará, Belém- PA.

SANTOS, E. C.; SAMPAIO, C. L. S. Journal of Integrated Coastal Zone Management V.13(4), P.513-524, 2013.

SCHNEIDER, W. **FAO species identification sheets for fishery purposes**. Field guide to the commercial marine resources of the Gulf of Guinea. Prepared and published with the support of the FAO Regional Office for Africa. Rome: FAO, 1990.

SCHULTZ, Y. D.; FAVARO, L. F., SPACH, H. L. Aspectos reprodutivos de *Sphoeroides greeleyi* (Gilbert), Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae, da gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19(1), p.65-76, 2002.

SHIPP, R. L. Tetraodontidae. In FISCHER, W.; BIANCHI, G.; SCOTT, W. B (eds.) FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34, 47 (in part). Department of Fisheries and Oceans Canada and FAO. vol. 4; 1981.

Silva, C. P. D. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, v. 8, p. 221-236, 1995.

SILVA, G. B.; BASÍLIO, T. H.; NASCIMENTO, F. C. P.; FONTELES-FILHO, A. A. Tamanho na primeira maturidade sexual das raias *Dasyatis guttata* e *Dasyatis americana*, no litoral do estado do Ceará. **Arquivos da Ciência do Mar**, v. 40(2), p.14-18, 2007.

SILVA, M. H. Estrutura e produtividade da comunidade fitoplanctônica de um estuário tropical (Sirinhaém, Pernambuco, Brasil). 2009. **Tese (Doutorado)**- Universidade Federal de Pernambuco, Recife- PE.

Silva, J. B.; Galvêncio, J. D.; Corrêa, A. C. B.; Silva, D. G.; Machado, C. C. C. Classificação geomorfológica dos estuários do Estado de Pernambuco (Brasil) com base em imagens do LANDSAT 5/TM. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2(1), p.118-133, 2011.

Silva-Júnior, C. A. B.; Mérigot, B. M.; Frédou, F. L.; Ferreira, B. P.; Coxey, M. S.; Rezende, S. M.; Frédou, T. Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. **Coastal and Shelf Science**, p.1-8, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.030>.

SMITH, C. L. **National Audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda**. 2th ed. New York: North America, 1997.

Smith, W. S.; Barrella, W. The ichthyofauna of the marginal lagoons of the Sorocaba river, SP, Brazil: composition, abundance and effect of the anthropogenic actions. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, p. 627-632, 2000.

SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M.; RODRIGUES-RIBEIRO, M.; CASTRO-SILVA, M. A. Dinâmica populacional, biologia reprodutiva e ictioplâncton de *Cetengraulis edentulus* Cuvier (Pisces, Clupeiformes, Engraulidae) na enseada do Saco dos Limões, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.22(4), p.953-961, 2005.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; GODEFROID, R. S. Padrões temporais nas assembleias de peixes na Gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20(4), p.591-600, p. 2003.

STEHMANN, M.; MCEACHRAN, J. D.; VERGARA, R. R.; **Dasyatidae**. In W. Fischer (ed.) FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 1). vol. 1. Rome: FAO, 1978.

TAYLOR, W. R.; MENEZES, N. A. Ariidae. In W. Fischer (ed.) FAO species identification sheets for fishery purposes. West Atlantic (Fishing Area 31). vol.1. Rome: FAO, 1978.

TEIXEIRA, R. L.; HAIMOVICI, M. Distribuição, reprodução e hábitos alimentares de *Prionotus punctatus* e *P. nudigula* (Pisces: Triglidae) no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. **Atlântica**. v. 11(1), p.13-45, 1989.

Thompson R, Munro JL. The biology, ecology and exploitation and management of the Caribbean reef fishes. Part V. Carangidae (jacks). **Res. Rep. Zool. Dep. Univ. West Indies**. v.3, p.1-43, 1974.

- TRINDADE, W. M.; HORN, A. H.; RIBEIRO, E. V. Concentrações de metais pesados em sedimentos do Rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora-Mg: Geoquímica e Classificação e risco ambiental. **Geonomos**. v.20(1), p. 64-75, 2012.
- TRINDADE-SANTOS, I.; FREIRE, K. M. F. Analysis of reproductive patterns of fishes from three large marine ecosystems. **Frontiers Marine Science**. v.2(38), 2015. doi: 10.3389 / fmars.2015.00038.
- TROCA, D. F. A.; VIEIRA, J. P. Potencial invasor dos peixes não nativos cultivados na região costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**. v.38(2), p.109-120, 2012. Disponível em ftp://ftp.sp.gov.br/ftpapesca/38_2_109-120.pdf.
- TUNDISI, J. G.; Matsumura-Tundisi, E. T. **Limnologia**. São Paulo (SP): Oficina de Textos, 2008.
- ULANOWICZ, R. E. **Complexity, stability and self-organization in natural communities**. Berlin: Springer-Verlag, 1979.
- UYENO, T.; MATSUURA, K.; FUJII, E. **Fishes trawled off Suriname and French Guiana**. Tokyo (Japan): Marine Fishery Resource Research Center, 1983.
- VASCONCELOS FILHO, A. L.; GUEDES, D. S.; SOBRINHO, D. G. Taxonomia e ecologia da fauna ictiológica da área de Suape (Pernambuco-Brasil). **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**.v. 21, p.305-343, 1990.
- VASCONCELOS FILHO AL. Interações tróficas entre peixes do Canal de Santa Cruz (Pernambuco, Brasil). 2001. **Tese (Doutorado)**- Universidade Federal de Pernambuco, Recife -PE
- VASCONCELOS FILHO, A. L.; GUEDES, D. S.; TEIXEIRA, S. F.; OLIVEIRA, A. M. E. Peixes marinhos costeiros e estuarinos. Recife, In: Oceanografia um cenário tropical. UFPE. Departamento de Oceanografia. p. 555-570. ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Orgs.); 2004.
- VASCONCELOS FILHO, A. L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; OLIVEIRA, A. M. E. Ecologia das espécies de peixes do Canal de Santa Cruz, Itamaracá (PE-Brasil). In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia, Fortaleza (CE). CD-ROM, 2008.
- VASCONCELOS FILHO, A. L.; NEUMANN-LEITÃO, S.; ESKINAZI-LEÇA, E.; OLIVEIRA, A. M. E.; Hábitos alimentares de peixes consumidores secundários do canal de Santa Cruz, Pernambuco, Brasil. **Tropical Oceanography**., v. 38(2), p.122-129, 2010.
- VAZZOLER, G. Sobre a primeira maturação sexual e destruição de peixes imaturos. **Boletim do Instituto de Oceanografia**. v.12(2), p.5-38, 1961.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá (PR): EDUEM, 1996.

VENTURA, A. S.; FRANZ, E. C.; GABRIEL, A. M. A. Hematologia como biomarcador de contaminação ambiental em peixes. **Nutritime Revista Eletrônica**. v.12(6), p. 4500-4507, 2015.

VIACZOREK, C.; SAMPAIO, I.; SCHNEIDER, H. Estudo molecular intergenérico em peixes da família Carangidae (Perciformes). **Ver. Científica da UFPA**, v. 3, 2002.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; FRÉDOU, T.; TORRES, M. F.; BORDALO, A. O. Fish fauna as na indicator of environmental quality in na urbanised régio of the Amazon estuary. **Jounal of Fish Biology**. v. 76, p.467-486, 2010.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; SILVA MONTES, C.; MARTINS ROCHA, R. Fish histopathology and catalase activity as biomarkers of the environmental quality of the industrial district on the Amazon estuary, Brazil. **Acta Scientiarum**. v.35(3), p. 395-401, 2013.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L. Ichthyofauna as bioindicator of environmental quality in an industrial district in the amazon estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v.74(2), p.315-324, 2014. Available from: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.16012>.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**. v. 7, p. 57-65, 2007.

VIEIRA, J. P. e MUSICK, J. P. A fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. **Atlântica**. v.16, p. 31-54, 1994.

VILAR, CC.; JOYEUX, J.C.; GIARRIZZO, T.; SPACH, H.L.; VIEIRA, J.P.; VASKE-JUNIOR, T. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. **Marine Ecology Progress Series**, v.485, p.181-197, 2013.

VILLARROEL, P. R. Estrutura de las comunidades de peces de la Laguna de Raya, Isla de Margrita, Venezuela. **Ciencias Marinas**. v.20(1), p.1-16, 1994.

WHITEHEAD, P. J. P.; NELSON, G. J.; WONGRATANA, T. FAO Species Catalogue. vol. 7. Clupeoid fishes of the world (*Suborder Clupeoidei*). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. FAO Fish. Synop. Rome: FAO. v.125(7/2), p.305-579, 1988.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**. v.61, p.229-250, 2002. Available form:

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01773.x>.

WULFF, F.; FIELD, J. G.; MANN, K. H. **Network analysis in marine ecology - methods and applications. Coastal and estuarine studies.** vol. 32. New York: Springer-Verlag, 1989.

YAÑEZ-ARANCIBIA, A. Ecología de la zona costeira. AGT Editor, México, DF. 187 p. YANES-ARANCIBA, A.; LINARES, F. A.; DAY, J. W. Fish community structure and fuction in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico, in Estuarine Perspectives. Kennedy: Ed. Academic Press, 1986.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis.** 5th ed. Upper Saddle River (NJ): Prentice-Hall, 2010.

4- Título do Artigo Científico 2

**Acetilcolinesterase de três espécies de perciformes: da
caracterização ao efeito de metais e pesticidas**

Acetilcolinesterase de três espécies de perciformes: da caracterização ao efeito de metais e pesticidas

Resumo

No presente trabalho, a acetilcolinesterase (AChE) do cérebro das espécies *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* e *Diapterus rhombeus*, oriundos da pesca artesanal realizada no rio Formoso, município de Tamandaré, foi caracterizada e sua atividade ensaiada na presença de inibidores específicos (BW284c51, Neostigmina, Eserina e Iso-OMPA), metais (Cd^{2+} , Hg^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , As^{3+} e Pb^{2+}) e pesticidas (diclorvos, carbaril e carbofuran). Foram avaliados parâmetros físico-químicos como pH ótimo, temperatura ótima, estabilidade térmica e os parâmetros cinéticos, constante de Michaelis-Menten (k_m) e Velocidade máxima ($V_{\max}$) afim de conhecer o funcionamento da enzima em condições ótimas para os ensaios. A AChE foi identificada como a ChE predominante no cérebro das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*. O substrato S-butililticolina, identificou que a atividade similar à da BChE no tecido cerebral dessas espécies foram próximas a zero, não sendo possível realizar os testes de inibição por metais e pesticidas para essa enzima. Para as três espécies, a AChE apresentou pH ótimo entre 7,0 a 8,0, temperatura ótima entre 40 e 45 °C e mantiveram aproximadamente 60% da atividade até 50 °C. O Carbofuran se mostrou o pesticida mais agressivo mesmo em concentrações muito baixas (IC_{50} : 0,1817, 0,1745 e 0,2035 μM - *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, respectivamente), seguido do Diclorvós e do Carbaril. Portanto, as AChEs dessas espécies podem ser utilizadas como biomarcadores da exposição a pesticidas, bem como dos metais Hg^{2+} (*D. rhombeus*), As^{3+} (*D. auratus* e *D. rhombeus*) e Cu^{2+} (*D. auratus*) em amostras ambientais.

Keywords: Acetilcolinesterase, Biomarcadores, Pesticidas, Metais pesados

4.1 Introdução

A acetilcolinesterase (AChE) é a enzima responsável por hidrolisar o neurotransmissor acetilcolina (ACh) nas sinapses colinérgicas, assegurando que os impulsos nervosos responsáveis pela comunicação dos neurônios ocorram de forma intermitente (WESTFALL e WESTFALL, 2006; ASSIS et al., 2014; ARAUJO et al., 2016a; ARAUJO et al., 2016b). Essa enzima possui também um papel essencial na adesão celular, diferenciação hematopoiética e no desenvolvimento neural, o que a torna extremamente importante para o desenvolvimento e funcionamento do sistema nervoso dos organismos (SILMAN e SUSSMAN, 2005; CAMPANHA et al 2014; ASSIS et al., 2014). A inibição de sua função clássica ocasiona o acúmulo de AChE na fenda sináptica e a hiperestimulação dos receptores pós-sinápticos, ocasionando a chamada síndrome colinérgica que abrange desde transpiração e secreções em excesso, passando por convulsões, falha respiratória e morte, nos casos mais graves (LARINI, 1999; CALDAS, 2000).

A inibição por agrotóxicos anticolinesterásicos ocorre pela interação com o subsítio esterásico da AChE, ocorrendo fosforilação para organofosforados e carbamilação no caso dos pesticidas carbamatos, impedindo sua ligação com o substrato (WHO, 1986a, 1986b; QUINN, 1987; TÕUGU, 2001; ASSIS et al., 2011; ARAUJO et al., 2016b). A inibição por metais pesados ocorre pelo fato dos mesmos se ligarem aos sítios periféricos e gerarem modificações conformacionais ou alterações nos padrões de hidratação do centro ativo, modificando a taxa de hidrólise do substrato pela AChE, ocasionando sérios problemas neurológicos (TOMLINSON et al., 1980; OLSON e CHRISTENSEN, 1980; HUGHES e BENNETT, 1985; ASSIS et al., 2015).

As zonas urbanas e industriais são as principais fontes de poluição dos ecossistemas aquáticos, pois lançam, na maioria das vezes, todo seu efluente com elevada carga de poluentes que não são facilmente removidos com a utilização de sistemas convencionais de tratamento de águas residuais, resultando na liberação de altas concentrações de substâncias potencialmente tóxicas aos organismos que habitam esses ecossistemas (ROMANI et al., 2003; TILTON et al., 2011; LIMA et al., 2012). Os pesticidas e os íons metálicos são algumas das substâncias potencialmente tóxicas que são amplamente utilizadas nas atividades domésticas, agrícolas e industriais (ARAUJO et al., 2016).

A utilização de ferramentas para auxiliar na identificação e quantificação desses poluentes, bem como o controle de lançamento dos mesmos nos ecossistemas aquáticos

é de grande importância para preservação da saúde humana e ambiental (RODRÍGUEZ-FUENTES e GOLD-BOUCHOT, 2000; FULTON e KEY, 2001; ASSIS et al., 2010; SILVA et al., 2013; ARAUJO et al., 2016a). Os biomarcadores fazem parte desse conjunto de ferramentas por serem medidas funcionais de exposição a fatores de estresse manifestados em nível bioquímico, fisiológico, comportamental e morfológico, que envolvem componentes moleculares, celulares, genéticos, imunológicos e fisiológicos importantes na identificação das alterações ocasionadas a saúde dos organismos expostos a inúmeras substâncias químicas (COIMBRA et al., 2013). A quantificação da atividade da AChE vem se tornando um dos biomarcadores de neurotoxicidade mais utilizados (DERIEUX et al., 2011) e já foi avaliada em diversos organismos, incluindo os aquáticos, uma vez que os níveis de atividade refletem a poluição ambiental mesmo quando os compostos químicos não estão mais presentes na água, uma vez que estas substâncias se mantêm ligadas a enzima (RODRÍGUEZ-FUENTES e GOLD-BOUCHOT, 2000; DERIEUX e KEY, 2001; ASSIS et al., 2012; SILVA et al., 2013; ALBENDÍN et al., 2016).

A AChE é uma enzima que possui alto polimorfismo inter e intra-específico o que ocasiona respostas distintas aos diversos poluentes, dentre eles os metais pesados e os agrotóxicos, dificultando assim a avaliação e comparação de resultados entre diferentes espécies (TOMLINSON et al., 1981; ASSIS et al. 2010; ASSIS et al., 2012). Entretanto, os peixes têm se mostrado como fontes práticas e economicamente viáveis de AChE, tornando rotineiros os procedimentos de biomonitoramento dos ecossistemas aquáticos por ser um método viável e eficaz para diagnosticar a presença de pesticidas e metais pesados, tendo em vista que a enzima está presente em tecidos que são comumente descartados, dentre eles, o cérebro (SILVA et al., 2013).

O estudo do uso de espécies de peixes como bioindicadoras de poluição, avaliando os efeitos negativos ocasionados pelos pesticidas, metais pesados e inibidores específicos sobre a AChE presente em vários tecidos (inclusive os cerebrais) de peixes, foram realizados principalmente para espécies de água doce, a saber: *Oreochromis niloticus* (RODRÍGUEZ-FUENTES e GOLD-BOUCHOT, 2000); *Lepomis macrochirus* (BEAUVAIS et al., 2002); *Cyprinus carpio* (CHANDRASEKARA e PATHIRATNE, 2005); *Colossoma macropomum* (ASSIS et al., 2010); *Arapaima gigas*, *Electrophorus electricus* (ASSIS et al., 2012; 2014; 2015); *Lepomis gibbosus* (RODRIGUES et al., 2011); *Acanthochromis polyacanthus* (BOTTE et al., 2012); *Danio rerio* (LIMA et al., 2012); *Cichla ocellaris* (SILVA et al., 2013); *Labeo rohita* (GHAZALA et al., 2014);

Cyprinus carpio (WANG et al., 2015); *Cnesterodon decemmaculatus* (MENÉNDEZ-HELMAN et al., 2015); *Parachromis managuensis* (ARAÚJO et al., 2016); *Oreochromis niloticus* (OLIVEIRA et al., 2017); *Channa punctatus* (SINGH et al., 2018). Espécies marinhas, embora em menor proporção, também foram utilizadas com este propósito, tais como: *Pleuronectes platessa*, *Scomber scomber*, *Solea solea* (BOCQUENÉ et al., 1990); *Pomatoschistus micros* (MONTEIRO et al., 2005); *Micropogonias furnieri* e *Catharops spixii* (TORTELLI et al., 2006).

O estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil, apresenta 17 áreas estuarinas (PAIVA e ARAÚJO, 2010) com considerável grau de impacto, principalmente pelo desmatamento, erosão, efluentes domésticos e agro-industriais (inclusive as sucroalcooleiras), bem como das fazendas de carcinicultura (SOUZA e SAMPAIO, 2001; CPRH, 2003a, 2003b, SILVA-JUNIOR et al., 2016). Com a expansão dos grandes centros urbanos, dos parques industriais e das grandes áreas agrícolas próximas aos estuários pernambucanos e, conseqüentemente, do aumento do volume de seus respectivos efluentes (em alguns casos, *in natura*) contendo, na maioria das vezes, concentrações elevadas de substâncias altamente tóxicas (como os metais pesados e pesticidas), surge a demanda por identificar espécies que possam ser utilizadas como organismos indicadores de contaminação ambiental.

O camurim *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) e as espécies comumente chamadas de carapeba, *Diapterus auratus* (Ranzani, 1842) e *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829), são amplamente distribuídas nos estuários de Pernambuco (Merigot et al., 2006; Silva et al., 2016), além de serem importantes como fonte de alimento e de renda, uma vez que são bastante capturados pela pesca artesanal no estado (CHEN et al., 2007; SANTOS e ROCHA 2007; IBAMA, 2008). Adicionalmente, essas espécies fazem parte de diferentes guildas alimentares, sendo o *C. undecimalis* piscívoro (LIRA et al., 2017), e as espécies *D. auratus*, e *D. rhombeus*, zoobentívoro e zooplantívoro, respectivamente (TEMÓTEO et al., 2015). Espécies com nível trófico diferentes podem sofrer com distintos níveis de contaminação devido à gradação da bioacumulação dos poluentes ao longo da cadeia alimentar (CHEN e FOLT, 2005; NANINI-COSTA et al., 2016). Pelos motivos supracitados, estas espécies foram utilizadas neste presente estudo.

O presente estudo teve como objetivo, caracterizar os parâmetros físico-químicos e cinéticos da AChE cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, e avaliar os efeitos (*in vitro*) de pesticidas e íons metálicos sobre as suas respectivas atividades a fim de investigá-las futuramente como possíveis biomarcadores

de exposição a agentes anticolinesterásicos, acima dos níveis estabelecidos por leis nacionais e internacionais, nos ambientes que constituem o habitat dessas espécies.

4.2. Metodologia

4.2.1. Área de estudo

O trecho do estuário do rio Ariquindá, fica localizado no município de Tamandaré, litoral sul do estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil (Figura 1), e possui uma extensão de 7 km que, juntamente com seu afluente União, detém grande importância como componente do complexo estuarino do rio Formoso (CPRH, 1999; CASTIGLIONI e COELHO, 2011). Essa área foi selecionada por estar inserido em duas importantes Áreas de Proteção Ambiental (APA). Uma delas é a APA de Guadalupe que foi criada pelo governo de Pernambuco em 13 de março de 1997 através do Decreto nº 19.635, e que compreende os municípios de Sirinhaém, Rio Formoso, Tamandaré e Barreiros, e possui o objetivo de proteger e conservar os sistemas naturais essenciais à biodiversidade, especialmente os recursos hídricos, visando uma melhoria da qualidade de vida da população local, proteção dos ecossistemas e o desenvolvimento sustentável da região (CPRH, 2011).

A segunda é a APA da Costa dos Corais, que foi criada em 23 de outubro de 1997 e abrange 8 municípios no estado de Alagoas e 3 no estado de Pernambuco, entre eles, Tamandaré, e tem como objetivos, garantir a conservação dos recifes coralígenos e de arenito, com sua fauna e flora, manter a integridade do habitat e preservar a população do Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*), proteger os manguezais em toda a sua extensão, situados ao longo das desembocaduras dos rios, com sua fauna e flora, ordenar o turismo ecológico, científico e cultural, e demais atividades econômicas compatíveis com a conservação ambiental e incentivar as manifestações culturais e contribuir para o resgate da diversidade cultural regional (BRASIL, 1997). Para Arruda (2010), o rio Formoso ainda se encontra relativamente mais preservado quando comparado a outros estuários de Pernambuco e de outras partes do Brasil.

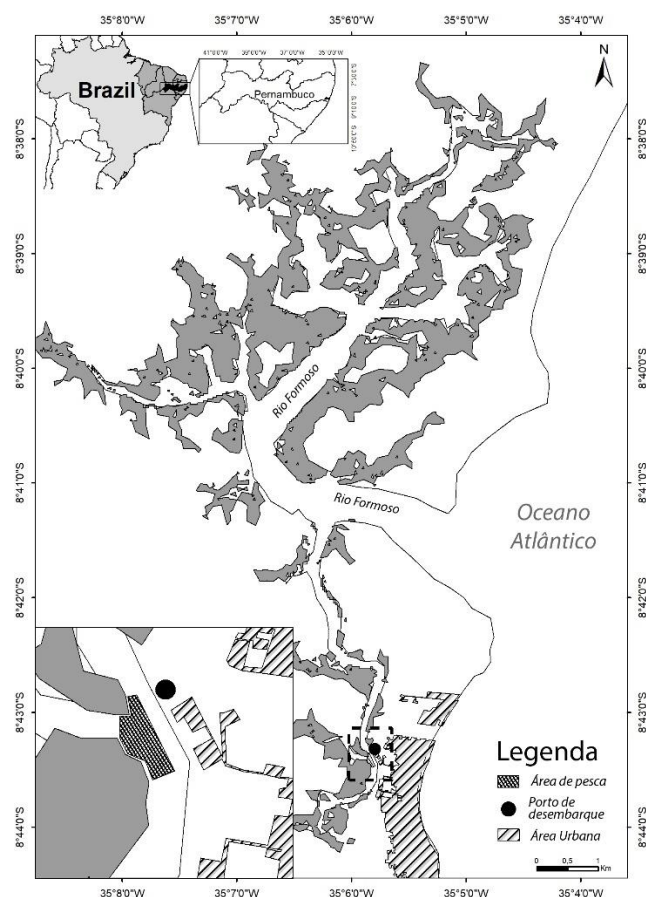


Fig. 1. Localização do porto de desembarque pesqueiro onde os espécimes foram adquiridos, estuário do rio Ariquindá, complexo estuarino do Rio Formoso, município de Tamandaré, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil.

4.2.2. Obtenção dos espécimes

Os espécimes foram adquiridos, já resfriados em gelo, junto aos pescadores artesanais do município de Tamandaré no exato momento do desembarque. Após a identificação, foram separados, de forma aleatória, cinco indivíduos de cada espécie (*C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*) e, ainda em campo, foram extraídos os tecidos cerebrais com o auxílio de tesouras e pinças cirúrgicas. Os tecidos foram armazenados em potes plásticos, etiquetados e armazenados em caixas isotérmicas contendo gelo seco e conduzidos ao Laboratório de Enzimologia do Departamento de Bioquímica da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foram mantidas no freezer (- 20 °C) para posterior análise.

4.2.3 Materiais utilizados

Foram adquiridos iodeto de acetiltiocolina, albumina de soro bovino, ácido 5, 5-

ditiobis (2-nitrobenzóico) (DTNB), Tris (hidroximetil) aminometano e dimetilsulfóxido (DMSO) da Sigma-Aldrich. Foram obtidos diclorvós de grau analítico (98,8%), carbofuran (99,9%) e carbaril (99,8%), sendo adquiridos da Riedel-De-Haen, Pestanal[®]. O hidrogenofosfato dissódico e o HCl foram obtidos da Merck. O citrato trissódico foi adquirido a partir de Vetec. A glicina foi adquirida da Amersham Biosciences. Tetraisopropil pirofosforamida (Iso-OMPA), Dibrometo de 1,5-bis (4-alildimetilamóniofenil) pentan-3-ona (BW284c51), brometo de neostigmina, eserina, albumina bovina. O arsenito de sódio foi obtido da Merck (Darmstadt, Alemanha), o cloreto de cádmio, cloreto de cobre, cloreto de chumbo e cloreto de zinco foram adquiridos da Vetec (Rio de Janeiro, Brasil). cloreto de mercúrio de Reagen (Rio de Janeiro, Brasil)

4.2.4 Extração e caracterização da Acetilcolinesterase

Os tecidos dos cérebros dos peixes, foram homogeneizados em tampão Tris-HCl 0,5 mol/L, pH 8,0, mantendo uma razão de 20 mg de tecido por ml de tampão, utilizando um disruptor de tecidos Potter-Elvehjem (IKA RW-20 digital). Os homogenatos foram centrifugados durante 10 min a $10.000 \times g$ (4° C) e os sobrenadantes (extratos brutos) foram congelados a -20° C (ASSIS et al., 2014).

4.2.4.1 Atividade enzimática e determinação proteica

A atividade enzimática foi realizada da seguinte forma: DTNB 0,25 mM (200 µL) preparado em tampão HCl Tris 0,5 M pH 7,4 foi adicionado ao extrato bruto (20 µL). A reação foi iniciada pela adição de 62 mM de acetiltiocolina ou S-butiriltiocolina (20 µL) (ASSIS et al., 2010; SILVA et al., 2013; ARAUJO et al., 2016b). A atividade foi determinada em quadruplicata por espectrofotometria (Bio-Rad xMark[™]) seguindo a absorbância a 405 nm nos tempos 0 e 180 s, onde a reação exibiu um padrão de cinética de primeira ordem (linear). Uma unidade de atividade (U) foi definida como a quantidade de enzima capaz de converter 1 µmol de substrato por minuto, por mL de solução. Preparou-se, de modo semelhante, um ensaio em branco. Neste ensaio, o tampão Tris-HCl a 0,5 mol/L, pH 8,0, substituiu a amostra de extrato bruto. O teor de proteína foi estimado de acordo com Sedmak and Grossberg (1977), utilizando albumina de soro bovino como padrão.

4.2.4.2 Parâmetros cinéticos

A constante de Michaelis-Menten (K_m) e a velocidade máxima (V_{max}) referentes à reação enzimática foram estimadas realizando o teste de determinação da atividade com concentrações crescentes dos substratos acetil- e S-butiltiocolina (concentrações de 0,80-20,8 mM). As atividades foram ajustadas para uma regressão não linear (modelo hiperbólico de Michaelis-Menten), usando o software MicroCal™ Origin® versão 8.0 (ARAÚJO et al., 2016b).

4.2.3.3 Determinação do pH, temperatura ótima e estabilidade térmica

Os ensaios foram realizados utilizando soluções de DTNB numa faixa de pH de 2,5 a 9,5 utilizando os tampões citrato-HCl (2,5 a 4,5), fosfato-citrato (4,0 a 7,5), Tris-HCl (7,2 a 9,0). A hidrólise não enzimática do substrato (ocorrida principalmente em pH básico) foi corrigida por subtração dos valores dos brancos nos respectivos pHs. A temperatura ótima foi estabelecida por ensaio da atividade da enzima exposta a temperaturas numa faixa de 5 a 80 °C durante 15 min com posterior adição do DTNB e leitura a 405 nm por 180 s (SILVA et al., 2013). A estabilidade térmica de AChE de *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* foi avaliada expondo amostras de extrato bruto durante 30 min a temperaturas variando entre 25 e 80 °C e ensaiando a atividade após 15 min de equilíbrio a 25 °C (temperatura ambiente) (ARAÚJO et al., 2016b).

4.2.3.4 Ensaios de inibição

Para identificar quais colinesterases estão presentes no cérebro de *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, o extrato bruto foi exposto aos inibidores seletivos do dibrometo de 1,5-bis(4-alil-dimetilamônio-fenil) pentan-3-ona (BW284c51, inibidor de AChE, tetraisopropil fosforamida (Iso-OMPA, inibidor de BChE), brometo de neostigmina e eserina (inibidores da colinesterases totais) em concentrações variando de 0,001 a 10 mM. O ensaio foi realizado em quadruplicada de acordo com Silva et al. (2013) e Araújo et al. (2016), incubando 10 µL de extrato bruto com 10 µL de inibidor, durante 60 min, em microplaca de 96 poços. Em seguida, foram adicionados 200 µL de DTNB 0,25 mM e a reação começou após a adição de 20 µL de acetiltiocolina 62 mM. A absorbância foi analisada a 405 nm durante 180 s e a atividade residual foi determinada utilizando a ausência de inibidor (10 µL de extrato bruto com 10 µL de água destilada) como 100% de atividade.

O efeito de pesticidas anticolinesterásicos sobre a AChE foi determinado para três

pesticidas: um organofosforado (diclorovós) e dois carbamatos (carbaril e carbofuran). Os inseticidas foram dissolvidos em DMSO e depois diluídos em água destilada, em cinco concentrações finais que variam de 0,001 a 10 mM, sendo cada concentração 10 vezes maior que a subsequente. As soluções de pesticidas (10 µL) foram incubadas com extrato bruto (10 µL) durante 1 h, e a atividade residual (%) foi determinada como anteriormente descrito (para os inibidores seletivos) utilizando a ausência de pesticida como 100 % de atividade (ASSIS et al., 2010; ARAÚJO et al., 2016b).

AChE foi exposta a seis íons (As^{+3} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}) durante 40 min (BOCQUENÉ et al., 1990) usando diluições iguais as utilizadas para os testes de inibição por pesticidas (0,001 a 10 mM). A atividade enzimática foi realizada de acordo com o descrito acima para inibidores e pesticidas e a atividade residual foi determinada utilizando a ausência de inibidor como 100%.

As concentrações capazes de inibir em 50% e 20% a atividade enzimática (IC_{50} e IC_{20} , respectivamente) foram estimadas para cada inibidor (pesticidas, íons metálicos e inibidores específicos). Os valores de IC_{50} foram utilizados no cálculo da constante de inibição (K_i), utilizando a equação de Cheng e Prusoff (1973):

$$K_i = \frac{\text{IC}_{50}}{1 + [S]/K_m}$$

Onde [S] corresponde à concentração do substrato.

Os valores de IC_{20} são utilizados como limite de inibição a partir do qual se considera a presença de agentes anticolinesterásicos em amostras analisadas (FAO, 2007).

4.2.4 Análise de dados

Todos os ensaios enzimáticos e de inibição foram realizados em temperatura ambiente (25 °C). Os extratos brutos dos cérebros de cada espécie de peixe foram analisados (em quadruplicata para cada concentração de pesticidas, inibidores específicos e íons) e os dados foram expressos como média $\pm$ desvio padrão. Estes dados foram analisados estatisticamente por regressão não-linear ajustados aos modelos sigmoidal (Boltzmann), polinomial ou decaimento exponencial ($p < 0,05$), de acordo com o comportamento da curva de inibição, usando Microcal™ Origin® versão 8.0. Respeitando as premissas necessárias de normalidade e homocedasticidade, foi realizada, separadamente para cada espécie, a análise de variância (ANOVA one-way) para comparar as inibições médias ocasionadas pelas diferentes diluições dos inibidores

específicos, dos metais pesados e pesticidas, seguido do teste Tukey para os casos onde houveram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$).

4.3 Resultados

As velocidades máximas ($V_{\max}$) para hidrólise enzimática da acetiltiocolina encontradas em *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* foram: $289 \pm 13,13$; $215 \pm 8,97$ e $224 \pm 10,12$ mU/mg, respectivamente (Tabela 1). Os valores de K_m , concentração do substrato necessária para alcançar a metade da $V_{\max}$ da reação e que representa a afinidade de uma enzima pelo substrato, estão ilustrados na tabela 1.

Tabela 1. Valores de velocidades máximas ($V_{\max}$) e constante de inibição (K_i) da AChE em três espécies capturadas no rio Ariquindá, complexo estuarino do Rio Formoso, município de Tamandaré, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil.

Substrato	<i>Centropomus undecimalis</i>	<i>Diapterus auratus</i>	<i>Diapterus rhombeus</i>
K_m (mM)	$0,99 \pm 0,31$	$0,49 \pm 0,14$	$1,97 \pm 0,34$
$V_{\max}$ (mU/mg)	$268,1 \pm 15,62$	$215 \pm 8,97$	$224 \pm 10,12$

As AChEs cerebrais das três espécies avaliadas no presente estudo apresentaram uma temperatura ótima de 35°C e a desnaturação total da enzima só foi observada quando a temperatura atingiu 60 °C (Figura 2). Para a estabilidade térmica, as AChEs das três espécies apresentaram desempenho moderado, uma vez que retiveram 61, 72 e 67 % da atividade até 45 °C para *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, respectivamente (Figura 3). O maior valor de pH ótimo foi observado para o *C. undecimalis* (8,0), e os menores para o *D. rhombeus* e *D. auratus*, com 7,2 e 7,0, respectivamente (Figura 4).

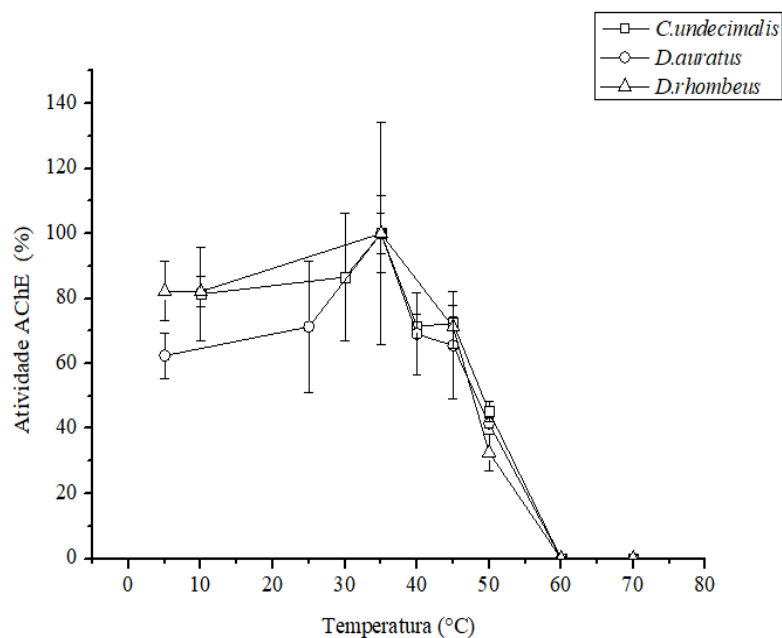


Figura 2. Efeito da temperatura sobre a atividade de AChE presente no cérebro de três espécies capturadas no estuário do rio Ariquindá, município de Tamandaré, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil.

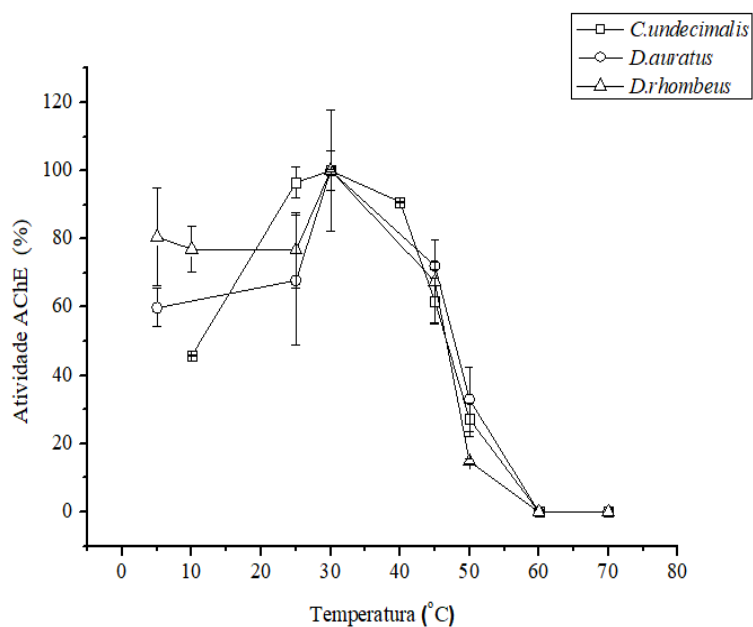


Figura 3. Efeito da estabilidade térmica sobre a atividade de AChE presente no cérebro de três espécies capturadas no estuário do rio Ariquindá, município de Tamandaré, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil.

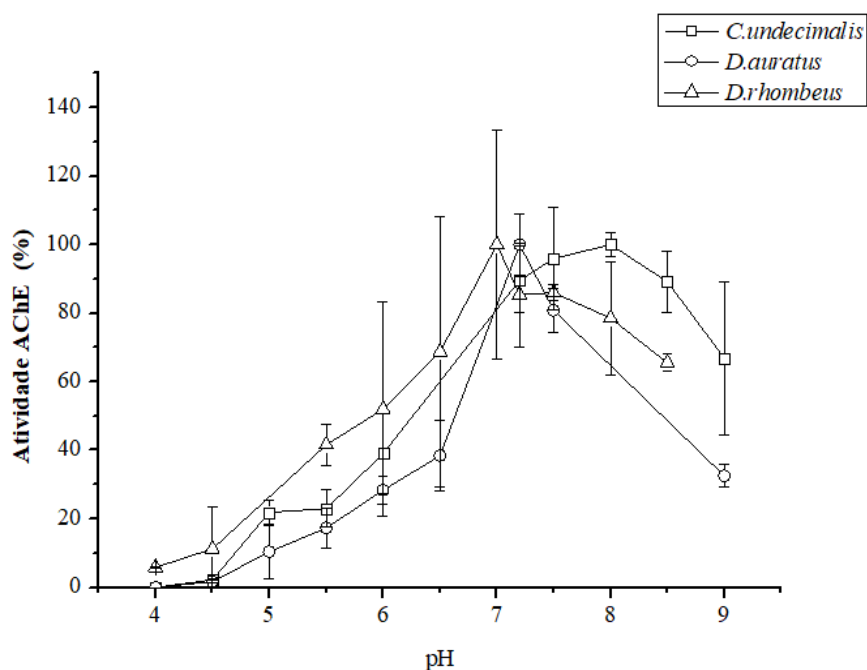


Figura 4. Efeito do pH sobre a atividade de AChE presente no cérebro de três espécies capturadas no estuário do rio Ariquindá, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil.

A atividade ChE do cérebro das três espécies apresentou uma forte redução na presença do inibidor específico BW284c51 o que confirma a presença de AChE nesses tecidos (Figura 5a). Outras inibições intensas também foram observadas na presença dos inibidores de ChEs totais, Neostigmina e Eserina (Figura 5b e 5c, respectivamente). Entretanto, a presença do inibidor Iso-OMPA (Figura 5d) não causou inibição tão acentuada. Os valores de IC_{20} , da concentração inibitória mediana (IC_{50}) e da constante de inibição (K_i) ligados a esses inibidores são listados para cada espécie na Tabela 2.

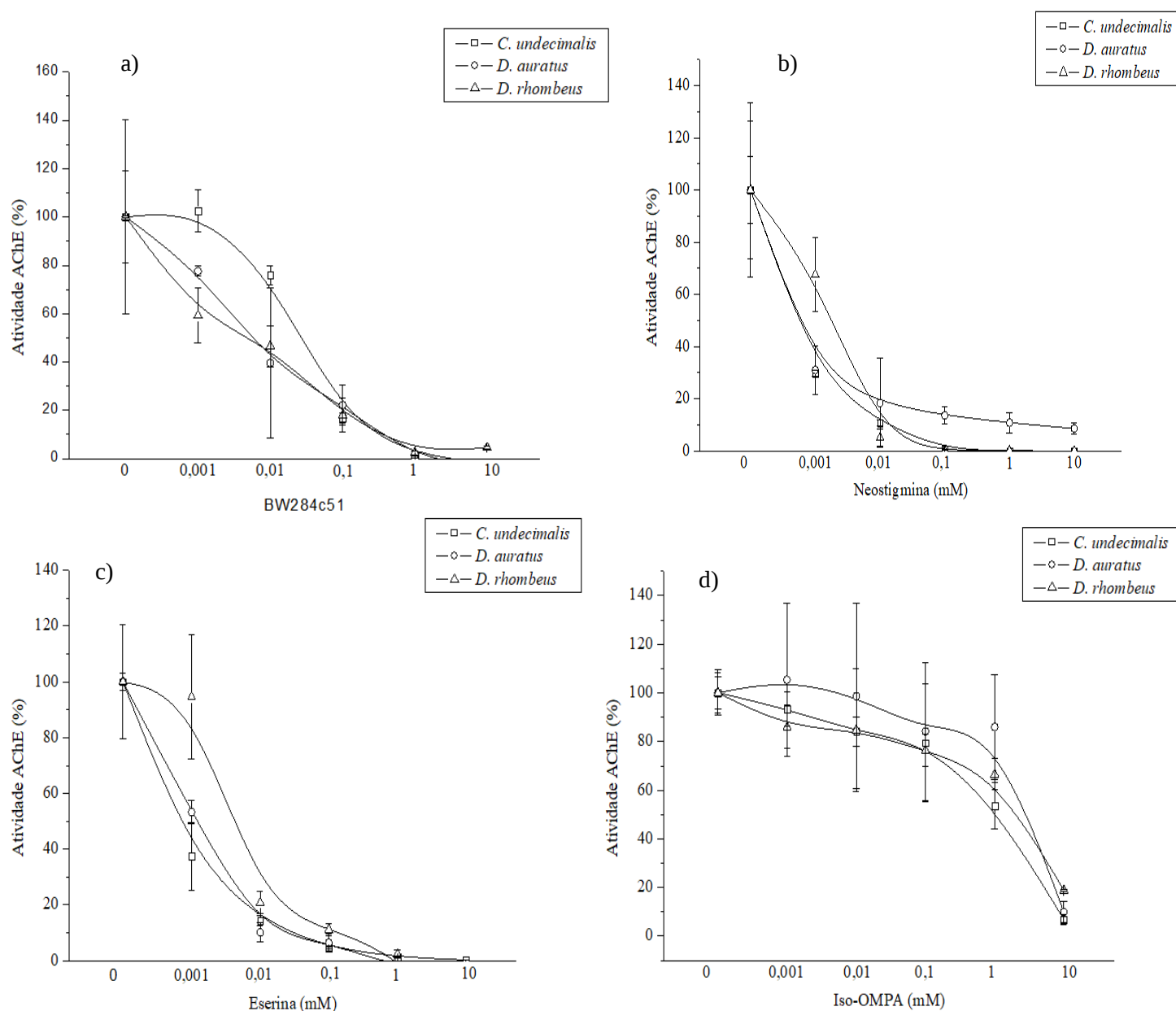


Figura 5. Atividade de AChE presente no tecido cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* capturadas no estuário do rio Ariquindá, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de concentrações crescentes (0-10 mM) de inibidores seletivos: (a) BW284c51; (b) Neostigmina; (c) Eserina; (d) Iso-OMPA.

Tabela 2. Valores de IC₂₀, IC₅₀ e K_i estimados para a ChE presente no tecido cerebral de três espécies capturadas no estuário do rio Ariquindá, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de inibidores específicos.

Inibidores	<i>C. undecimalis</i>			<i>D. auratus</i>			<i>D. rhombeus</i>		
	IC ₂₀	IC ₅₀	K _i	IC ₂₀	IC ₅₀	K _i	IC ₂₀	IC ₅₀	K _i
	(mM)	(mM)	(μM)	(mM)	(mM)	(μM)	(mM)	(mM)	(μM)
BW284c51	0,0072	0,0253	0,397	0,0006	0,0064	0,055	0,0004	0,0015	0,040
Iso-OMPA	0,0258	0,5274	8,289	1250,2	0,4196	3,297	0,1327	2,370	70,821
Eserina	0,0001	0,0006	0,009	0,0002	0,0013	0,011	0,0026	0,0047	0,143
Neostigmina	0,0001	0,0003	0,004	0,0001	0,0003	0,002	0,0002	0,0008	0,025

O Zn²⁺ foi o único íon que não apresentou inibição significativa ($p > 0,05$) da AChE, para as três espécies, dentro da faixa de concentração avaliada (0 – 10 mM) (Figura 5a). As inibições ocasionadas por esse íon nas espécies *D. rhombeus* e *C. undecimalis* foram inferiores a 20% na concentração de 1 mM. Para a espécie *D. auratus* esse íon inibiu 28,9 %, da atividade apenas na concentração de 5 mM (Figura 6a). A atividade da AChE na espécie *D. rhombeus* não apresentou diferença significativa ($p > 0,05$) entre as concentrações quando exposta ao íon Cd²⁺. Entretanto, para as espécies *D. auratus* e *C. undecimalis*, as inibições apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as concentrações desse íon. Na concentração de 1 mM, o Cd²⁺ apresentou potencial inibitório inferior a 12 % na espécie *D. rhombeus* e, nas espécies *D. auratus* e *C. undecimalis*, esse íon inibiu 42,1 e 49,7 % da atividade da AChE (Figura 6b).

A AChE do *D. rhombeus* e do *C. undecimalis* sofreu inibição de 10,7 e 25,5 % em suas respectivas atividades quando expostas ao Cu²⁺ em concentração de 1 mM e não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as diferentes concentrações as quais foram expostas. Entretanto, o oposto foi observado para a AChE da espécie *D. auratus*, que sofreu uma inibição de 32% (1 mM) e as concentrações apresentaram diferenças significativas de inibição ($p < 0,05$) (Figura 6c). As diferentes concentrações do Pb²⁺ apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) para a espécie *D. auratus* e não significativa ($p > 0,05$) para a espécie *C. undecimalis*. Esse íon em concentração de 1 mM inibiu 46,1 e 15,8% da atividade da AChE nas espécies *D. auratus* e *C. undecimalis*, respectivamente. Devido ao término do extrato bruto, não foi possível identificar o potencial inibitório do Pb²⁺ sobre a AChE presente no cérebro da espécie *D. rhombeus* (Figura 6d).

O As³⁺ apresentou forte inibição da AChE presente nas espécies *C. undecimalis*

(67,4%) e *D. rhombeus* (73,4%) na concentração de 1 mM, e, consequentemente, apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) na faixa de concentração avaliada (0 – 10 mM). Para o *D. auratus* a inibição foi de 27,8%, entretanto, não houve diferença significativa entre as concentrações do referido íon (Figura 6e). A atividade da AChE das espécies *D. rhombeus* e *C. undecimalis* apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as concentrações de Hg^{2+} às quais foram expostas. Esse íon inibiu 83,5% da atividade da AChE da espécie *D. rhombeus* na concentração de 0,1 mM e 100% da atividade no *C. undecimalis* na concentração de 1mM. Para a espécie *D. auratus*, a inibição ocasionada pelo Hg^{2+} foi de 27,8% (1mM), não sendo constatada diferença significativa ($p > 0,05$) entre as concentrações (Figura 5f). Os valores de IC_{20} e da concentração inibitória mediana (IC_{50}), além dos valores da constante de inibição (K_i) desses íons metálicos para as três espécies estão ilustrados na tabela 3.

Tabela 3. Valores de IC_{20} , IC_{50} e K_i estimados para a AChE presente no tecido cerebral de três espécies capturadas no estuário do rio Ariquindá, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de íons metálicos.

Íons	<i>C. undecimalis</i>			<i>D. auratus</i>			<i>D. rhombeus</i>		
	IC_{20}	IC_{50}	K_i	IC_{20}	IC_{50}	K_i	IC_{20}	IC_{50}	K_i
	(mM)	(mM)	(μ M)	(mM)	(mM)	(μ M)	(mM)	(mM)	(μ M)
Cd^{2+}	0,0048	2,9529	0,046	0,0603	2,7474	21,542	-	-	-
Cu^{2+}	0,0829	-	-	0,1607	1,3868	10,876	3,0307	-	-
Hg^{2+}	0,1007	0,1204	1,892	0,5243	2,9711	23,291	0,0001	0,0007	0,027
As^{3+}	0,0521	0,3019	4,744	0,0133	-	-	0,1722	0,5273	16,221
Pb^{2+}	2,2099	-	-	0,0768	1,7966	14,080	0,1374	0,7079	21,863
Zn^{2+}	-	-	-	0,0039	-	-	-	-	-

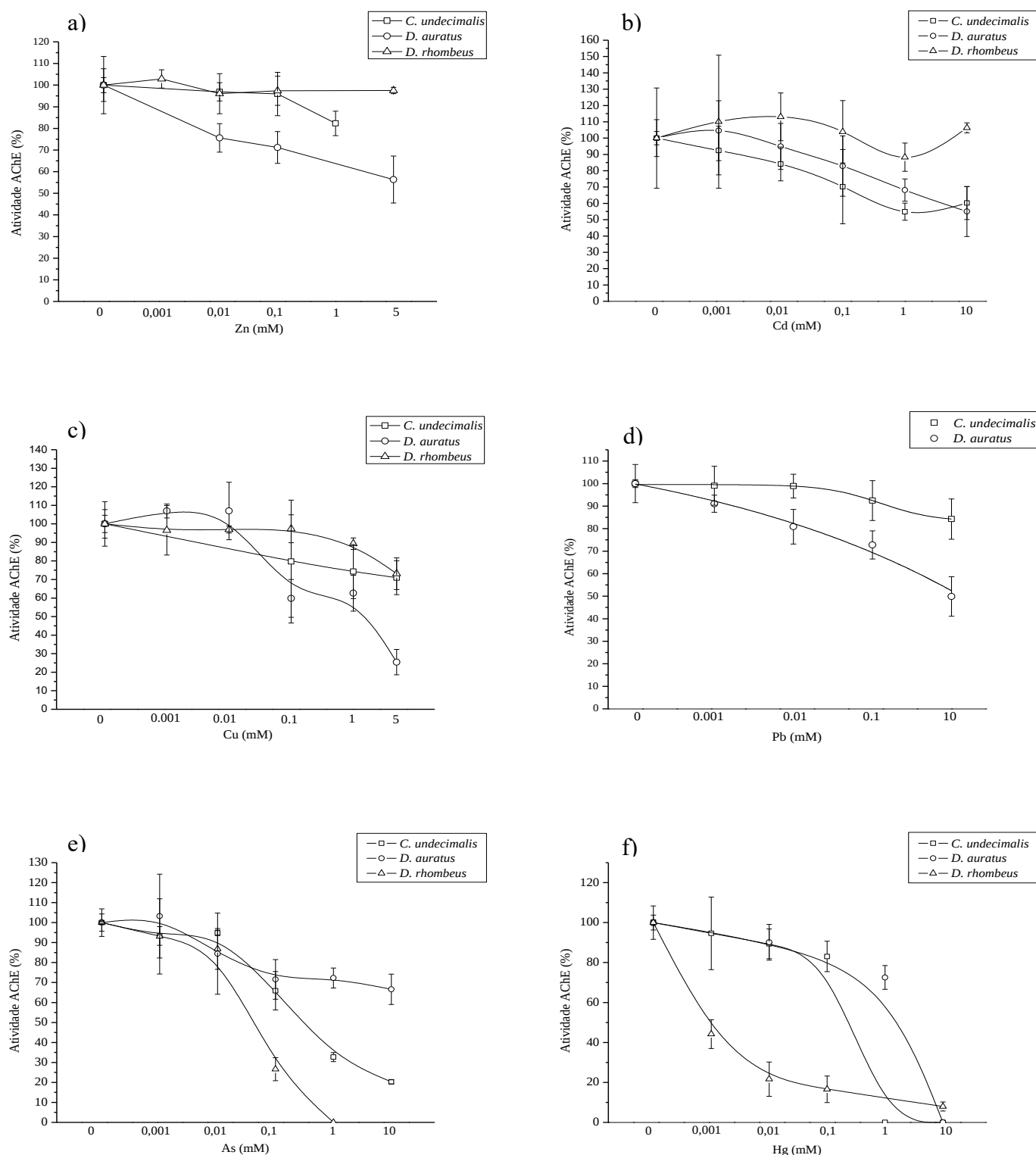


Figura 6. Atividade de AChE presente no tecido cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* capturadas no estuário do rio Ariquindá, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de concentrações crescentes (0-10 mM) dos íons metálicos: (a) Zn^{2+} ; (b) Cd^{2+} ; (c) Cu^{2+} ; (d) As^{3+} e (e) Hg^{2+}

Os valores estimados das concentrações do pesticida Carbofuran onde ocorreu 50 % de inibição da atividade da AChE (IC_{50}) nas espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* foram: 0,1817, 0,1745 e 0,2035 μ M, respectivamente (Figura 7). Para o Carbaril, esses valores foram: 1,0461, 2,4318 e 4,9577 μ M para as espécies *D. auratus*, *C. undecimalis* e *D. rhombeus*, respectivamente. O Diclorvós apresentou os maiores valores de IC_{50} entre os pesticidas testados (Tabela 4). As diferentes concentrações dos referidos pesticidas apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) nas inibições da AChE para as espécies. Os valores detalhados de IC_{20} , IC_{50} e K_i desses pesticidas para as três espécies estão ilustrados na tabela 4.

Tabela 4. Valores de IC_{20} , IC_{50} e K_i estimados para a ChE presente no tecido cerebral de três espécies capturadas no estuário do rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de pesticidas.

Pesticidas	<i>C. undecimalis</i>			<i>D. auratus</i>			<i>D. rhombeus</i>		
	IC_{20} (mM)	IC_{50} (mM)	K_i (μ M)	IC_{20} (mM)	IC_{50} (mM)	K_i (μ M)	IC_{20} (mM)	IC_{50} (mM)	K_i (μ M)
Diclorvós	0,0013	0,0064	0,020	0,0027	0,0116	0,091	0,0019	0,0042	0,129
Carbaril	0,0003	0,0025	0,004	0,0002	0,0014	0,011	0,0015	0,0053	0,163
Carbofuran	0,0001	0,0001	0,001	0,0001	0,0002	0,001	0,0001	0,0001	0,003

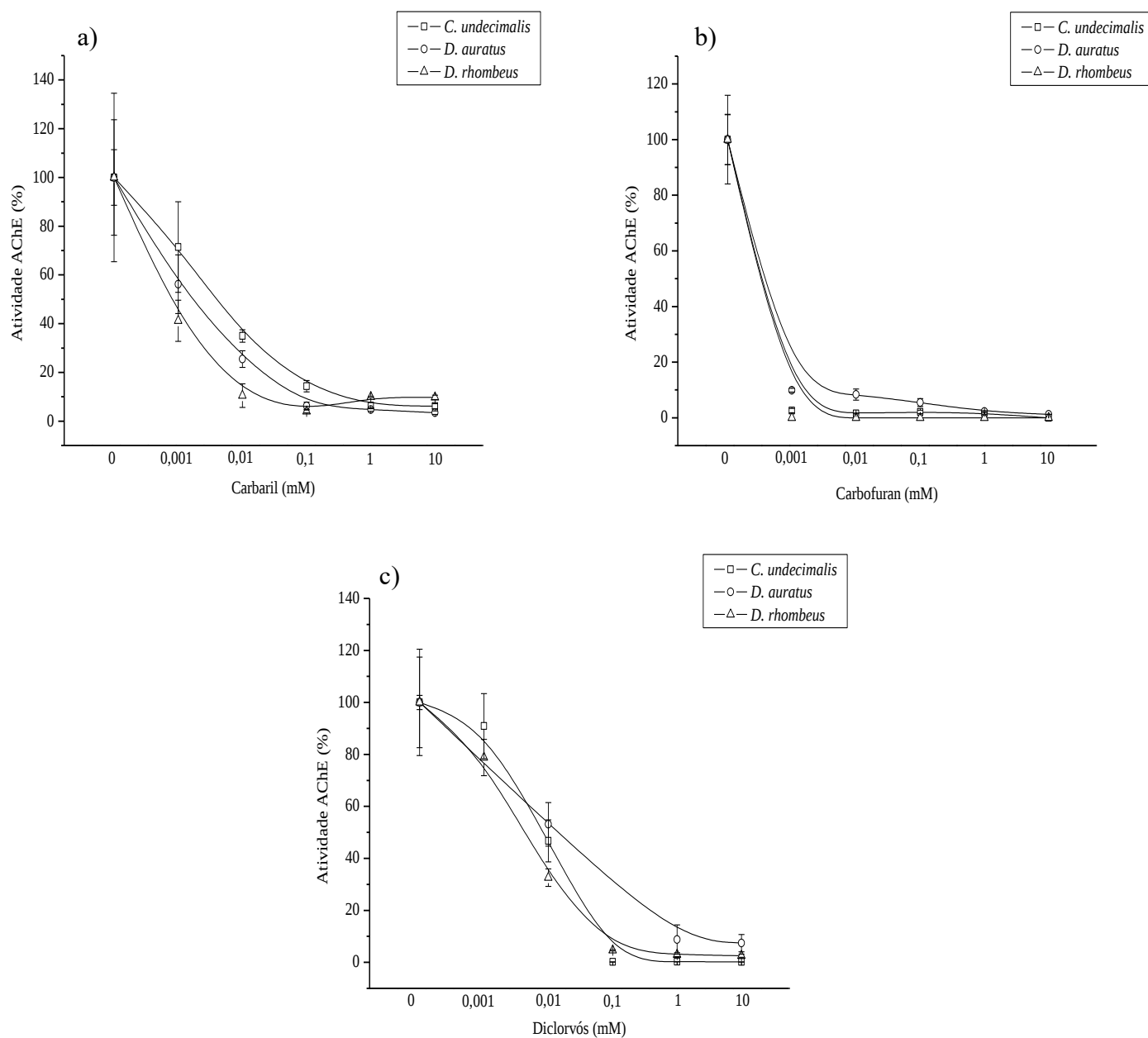


Figura 7. Atividade de AChE presente no tecido cerebral das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, capturadas no estuário do rio Ariquindá, litoral sul de Pernambuco, região nordeste do Brasil, na presença de concentrações crescentes (0-10 mM) dos pesticidas: (a) Carbofuran, (b) Carbaril e (c) Diclorvós.

4.4 Discussão

Após testes preliminares utilizando o substrato S-butiltiocolina, foi possível identificar que a atividade similar à da BChE no tecido cerebral das espécies *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* e *Diapterus rhombeus*, avaliadas no presente estudo, foram próximas a zero, não sendo possível realizar os testes de inibição por metais e pesticidas para essa enzima. A baixa atividade BChE-similar foi também constatada no estudo realizado por Araújo et al. (2016) para espécie *Parachromis managuensis*. Além disso, outros estudos confirmaram a ausência ou baixíssima presença da BChE em tecidos cerebrais de várias espécies de peixes (MONTEIRO et al., 2005; JUNG et al., 2007; PEZZEMENTI e CHATONNET, 2010; SILVA et al., 2013). Isso pode ser justificado pelo fato dessa enzima ter presença mais efetiva em tecido hepático e no plasma (ÇOKUGRAS, 2003). Na caracterização da AChE de um tecido, é necessário determinar se há BChE ou não nesse tecido pois essa enzima consegue quebrar, em menor velocidade, o substrato da AChE e pode superestimar a atividade da AChE. É preferível escolher tecidos nos quais não haja a ocorrência de BChE (RODRIGO-FUENTES, 2004; VARÓ et al., 2005, 2007).

Não obstante a ausência da BChE, os inibidores neostigmina e eserina comprovaram a presença da atividade colinesterásica no cérebro das espécies avaliadas. Os baixos valores de K_m encontrados para *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus* confirmam que o substrato acetiltiocolina foi hidrolisado de forma eficiente, enfatizando a presença da AChE nos tecidos cerebrais dessas três espécies. Outro importante fator que evidencia a predominância da AChE é a intensa inibição ocasionada pelo BW284c51, considerado inibidor específico dessa enzima, como observado por Monteiro et al. (2005) para a espécie *Pomatoschistus micros* (estuarina), por Assis et al. (2014) para espécies *Rachycentron canadum* (marinha) e por Araújo et al. (2016b) para a espécie *Parachromis managuensis* (dulcícola). Os valores de K_m e $V_{m\max}$ encontrados para as três espécies indicam que a AChE é a ChE predominante no cérebro das espécies *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*. Esses valores são similares aos observados na literatura para outras espécies que habitam ambientes marinhos e dulcícolas (Tabela 5).

Tabela 5. Parâmetros cinéticos da AChE presente no tecido cerebral de espécies que habitam ambientes marinhos e dulcícolas observados na literatura.

Substrato	Ambiente		
	Marinho	Dulcícola	
	<i>R. canadum</i> *	<i>C. ocellats</i> **	<i>O. niloticus</i> ***
K_m (mM)	0,43±0,14	0,77±0,27	0,39±0,20
V_{max} (mU/mg)	243±20	189±0,04	218±7

*Assis et al. (2012); ** Silva et al. (2013); ***Assis et al. (2014)

A AChE das três espécies apresentou uma temperatura ótima estimada em 35 °C e a inibição total da atividade dessa enzima ocorreu aos 60 °C. Essa informação corrobora com o resultado obtido por Assis et al (2012), onde os autores observaram uma temperatura ótima de 35°C para o *Rachycentron canadum*, espécie marinha que, de acordo com Reide (2004), frequenta ambientes recifais e utilizam regiões estuarinas tropicais para se alimentar. Os resultados obtidos no presente estudo estão dentro da faixa de temperatura ótima observada no estudo de Assis et al. (2011), no qual foi descrita uma variação de 20 a 45 °C, dependendo da espécie em estudo.

O *C. undecimalis* apresentou pH ótimo 8,0, sendo que as atividades da AChE não foram inferiores a 85 % em pH variando de 7 a 8,5. Essa significativa amplitude pode estar associada aos hábitos migratórios, onde de acordo com Reide (2004), peixes pertencentes a essa espécie são considerados anfídromos, podendo suportar amplas variações de salinidade e, conseqüentemente, de pH. As espécies *D. rhombeus* e *D. auratus*, apresentaram pH ótimo mais restrito a 7,2 e 7,0, respectivamente. Bocquené et al. (1990) e Assis et al. (2011), afirmam que a faixa de pH ótimo para AChE oscila entre 6,5 e 8,5, podendo variar de espécie para espécie.

Vários estudos relataram inibição da atividade da AChE por íons metálicos (VIEIRA et al., 2009; SILVA et al., 2013; ASSIS et al., 2015; ARAÚJO et al., 2016b; OLIVEIRA et al., 2017). No presente estudo, o Hg^{2+} , em concentração de 1 mM, inibiu 100% da AChE do *C. undecimalis* e, em menor concentração (0,0007 mM), inibiu 50 % da atividade do *D. rhombeus*. Fortes inibições (100 %) em baixas concentrações (até 1 mM) ocasionadas pelo mercúrio foram reportadas por outros pesquisadores, tanto para espécies de água doce quanto marinha, a saber: e *Cichla ocellaris* (SILVA et al., 2013), *Colossoma macropomum*, *Rachycentron canadum*, *Oreochromis niloticus*, *Arapaima gigas* e *Electrophorus electricus* (órgão elétrico) (ASSIS et al., 2015) e o *Parachromis*

managuensis (ARAUJO et al., 2016b). Esses resultados confirmam a teoria proposta por Tomlinson et al. (1981), que observaram que, após testes de inibição da AChE presente no órgão elétrico do *E. electricus*, relataram que o Hg^{2+} faz parte do grupo de íons que possuem alto poder de inibição dessa enzima. A AChE do *D. auratus* também foi inibida, entretanto se mostrou mais resistente ao mercúrio. Olson e Christensen (1980) também observaram que a AChE cerebral apresentou certa resistência ao mercúrio na espécie *Pimephales promelas* (50% de inibição a 1,6 mM).

No Brasil, a Resolução nº 454/2012 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) afirma que a concentração de 1 mg/kg ($\approx 0,004$ mM/kg) de Hg em sedimentos estuarinos/marinhos a serem dragados que podem ocasionar danos à saúde da biota (Nível 2). Adicionalmente, o limite máximo imposto pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment, em inglês), para a concentração de Hg passível de ocasionar prováveis efeitos à biota (PEL - *Probable Effect Level*) é de 0,7 mg/kg para sedimento marinho ($\approx 0,003$ mM/kg). Sendo assim, apenas a AChE presente na espécie *D. rhombeus* apresentou potencial (IC₅₀: 0,0007 mM) para se tornar biomarcador desse poluente em ambientes estuarinos contaminados por esse metal.

As inibições na atividade da AChE das três espécies ocasionadas pelo As^{3+} na concentração de 1 mM foram superiores a 65% para as espécies *C. undecimalis* e *D. rhombeus* e próximas a 30% na espécie *D. auratus*. Assis et al. (2015) observaram que o As^{3+} apresentou inibições superiores a 50 % em concentrações inferiores a 1 mM nas espécies *O. niloticus*, *C. macropomum*, *E. electricus* e *R. canadum*, porém, esse íon não surtiu efeito inibitório na espécie *A. gigas*.

Olson e Christensen (1980) relataram uma inibição de 50% (concentração de 0,03 mM) utilizando a espécie *P. promelas*. Bocquené et al. (1990) observaram que o arsênio As^{3+} (em concentração de 1 mM) inibiu 33 e 31 % da atividade da AChE nas espécies *Scomber scomber* e *Pleuronectes platessa*, respectivamente. Para esse íon, apenas a AChE presente nos tecidos cerebrais das espécies *C. undecimalis* e *D. rhombeus* podem ser sugeridos como biomarcadores de As^{3+} por apresentarem valores de IC₅₀ inferiores aos limites propostos para concentração desse íon em sedimentos (estuarino/marinho) segundo Resolução nº 454/2012 do CONAMA que limita em 70 mg/kg ($\approx 0,934$ mM/kg) a concentração desse metal.

Os íons Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} Zn^{2+} apresentaram inibições da AChE inferiores a 50 % para as três espécies avaliadas no presente estudo (com exceção do Pb^{2+} que não foi

testado na espécie *D. rhombeus*). Entretanto, a IC_{50} do Cu^{2+} para a espécie *D. auratus* foi inferior ao limite máximo proposto pelo CONAMA (Nível 2 – 270 mg/kg; $\approx 4,25$ mM), porém, superior ao limite proposto pelo CCME (PEL - 108.000 $\mu\text{g/kg}$ $\approx 0,001$ mM). Araujo et al. (2016b), observaram inibições similares ($< 50\%$) para Cd^{2+} e Zn^{2+} , entretanto, encontraram valores superiores a 50% de inibição ao expor a enzima ao íon Cu^{2+} para a espécie *P. managuensis*.

Assis et al. (2015) não constataram inibição ocasionadas pelo Zn^{2+} na espécie *A. gigas*, entretanto, encontraram valores de inibição inferiores a 40 % para as espécies *O. niloticus*, *C. macropomum* e *R. canadum*, bem como uma redução de 78% da atividade na espécie *E. electricus*. Esses mesmos autores afirmam que o Cu^{2+} não apresentou alterações nas atividades da AChE nas espécies *O. niloticus* e *C. macropomum*, além de apresentar inibição inferior a 50 % na espécie *A. gigas*.

Entretanto, esse íon apresentou inibições superiores a 50 % nas espécies *E. electricus* e *R. canadum*. Assis et al. (op. cit.) observaram que a AChE presente no cérebro das espécies *O. niloticus*, *C. macropomum* e *R. canadum* são muito resistentes ao Pb^{2+} , pois pouca (15% *R. canadum*) ou até mesmo nenhuma alteração (0% de inibição nas outras duas espécies), foi observada na atividade da enzima quando exposta a uma concentração de 1mM. Entretanto, esses mesmos autores observaram uma inibição de 71% da AChE para a espécie *E. electricus*, indicando que a enzima contida no órgão elétrico dessa espécie apresenta uma considerável sensibilidade a esse metal. A AChE das três espécies avaliadas não apresentaram valores de IC_{20} ou IC_{50} para os íons de Cd^{2+} , Zn^{2+} , bem como o *C. undecimalis* e o *D. auratus* foram resistentes ao Pb^{2+} .

A FAO (2007) indica que inibições da atividade da AChE a partir de 20% denotam a presença de agente anticolinesterásicos, sendo os primeiros sinais e sintomas percebidos a partir de inibições $\geq 50\%$, chegando ao óbito após inibições superiores a 90%. Diferentes espécies apresentam sensibilidades específicas aos compostos anticolinesterásicos, inclusive aos metais pesados (ASSIS et al., 2011). Essas variações de inibições da AChE ocasionadas pela exposição aos metais observadas nas três espécies avaliadas no presente estudo podem estar associadas aos níveis de concentração de metalotioneína presentes no organismo de cada uma dessas espécies.

As metalotioneínas são proteínas de baixo peso molecular (6-7 kDA) encontradas no citoplasma e no núcleo celular e são ligantes de metais devido à abundância de resíduos do aminoácido cisteína em sua estrutura, aproximadamente 30% (KÄGI, 1993). Essas proteínas tem a função de armazenar os metais pesados sobre forma não tóxica, regular

o metabolismo celular (principalmente do Cu e do Zn), assim como adsorver os metais no intestino (OGA et al., 2008). A afinidade das metalotioneínas em geral, segue essa sequência: $Hg^{2+} > Cu^{2+} > Cd^{2+} > Zn^{2+}$ e os metais com maior afinidade são capazes de deslocar os de menor afinidade dos sítios de ligação da proteína (DAY et al., 1984; FUNK et al., 1987). As metalotioneínas das espécies em estudo serão objeto de investigação posterior com a finalidade de analisar sua influência na resistência aos metais por parte dessas espécies.

Além dos metais, a AChE apresenta alta sensibilidade ao inseticidas carbamatos (Carbofuran e Carbaril) e ao composto organofosforado (Diclorvós) (ALBENDÍN et al., 2016; GHISI et al., 2016; VIEIRA et al., 2017) o que a torna uma excelente enzima biomarcadora de contaminação em áreas que recebem aportes dessas substâncias (ASSIS et al., 2010; 2012). Essa sensibilidade foi constatada no presente estudo principalmente para o Carbofuran, quando 50% da atividade da AChE das três espécies foi inibida em baixíssimas concentrações dessa substância (IC_{50} : 0,1817, 0,1745 e 0,2035 μM - *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*, respectivamente), valores praticamente 10 vezes menores que o estipulado nos Estados Unidos pela Agência Nacional de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - que estabelece, a partir do Padrão Nacional de Água Potável, o limite máximo de 40 $\mu g/L$ (aproximadamente 1,8 μM) dessa substância (USEPA, 2018).

Esses resultados corroboram com os estudos realizados por Araujo et al. (2016b) e Silva et al. (2013) que fizeram testes de inibição da AChE presente no cérebro das espécie *P. managuensis* e *C. ocellaris*, respectivamente, utilizando esse mesmo pesticida. Esse alto poder inibitório pode estar associado à maior reatividade do anel dimetilbenzofuranil do carbofuran em relação ao radical naftil do Carbaril ao interagir com resíduos no centro ativo de AChE (METCALF, 1971; ARAUJO et al., 2016b). As inibições da AChE ocasionadas pelo Carbaril também foram intensas, porém, as enzimas das três espécies apresentaram valores de IC_{50} muito superiores aos limites máximos (contaminação a curto prazo: $\approx 0,02 \mu M$; e longo prazo: $\approx 0,001 \mu M$) estabelecidos pelas Diretrizes de Qualidade da Água para a Proteção da Vida Aquática (marinha), gerenciada pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME, 1997).

O Diclorvós, por ser um organofosforado do grupo organofosfatos, caracterizado pela dupla ligação do oxigênio a um átomo de fósforo (forma oxon) ao contrário dos organotiofosfatos, cujo átomo de fósforo liga-se a um átomo de enxofre (forma tion), apresenta significativo poder inibitório devido a maior eletronegatividade do oxigênio

em relação a reatividade do enxofre com o grupo hidroxila da serina presente na tríade catalítica da AChE. Por isso, esse pesticida não requer biotransformação para se tornar biologicamente ativo (WHO, 1986; VALE, 1998; SILVA et al., 2013).

Entretanto, considerando o nível máximo de concentração de pesticidas organofosforados estipulado no Brasil pela Resolução de nº 357/2005 do CONAMA (CONAMA, 2005) para água doce de Classes 1 e 2 (em equivalentes de metil-Paration: $0,04 \mu\text{g/L} \approx 0,002 \mu\text{M}$ de Diclorvos) e para águas doce de Classe 3 (em equivalentes de metil-Paration: $37 \mu\text{g/L} \approx 1,665 \mu\text{M}$ Diclorvos), a AChE presente nas espécies *D. auratus* e *C. undecimalis* não apresentaram potencial para serem biomarcadores de áreas contaminadas por essa substância, pois seus respectivos valores de IC_{20} e IC_{50} foram superiores a concentração máxima proposta para Classe 3. Porém, a AChE presente na espécie *D. rhombeus* se mostrou um pouco mais sensível a essa substância, apresentando IC_{20} de $1,6077 \mu\text{M}$.

A AChE foi identificada como a ChE predominante no cérebro de *C. Undecimalis*, *D. Rhombeus* e *D. Auratus* e as condições de ensaio da AChE cerebral das três espécies avaliadas foram caracterizadas. O Carbofuran se mostrou o pesticida de maior poder inibitório, mesmo em concentrações muito baixas, seguido do Diclorvós e do Carbaril. Portanto, as AChEs dessas espécies podem ser utilizadas como biomarcadores da exposição aos pesticidas carbofuran (as três espécies) e diclorvós (apenas *D. Rhombeus*), bem como aos metais Hg^{2+} (*D. rhombeus*), As^{3+} (*D. auratus* e *D. rhombeus*) e Cu^{2+} (*D. auratus*) em amostras ambientais.

4.5 Referências

- ALBENDI, G.; ARELLANO, J. M.; MANUEL-VEZ, M. P.; SARASQUETE, C.; ARUFE, M. I. Characterization and in vitro sensitivity of cholinesterases of gilthead seabream (*Sparus aurata*) to organophosphate pesticides. Arufe Fish Physiol Biochem. **Springer**. 2016. DOI 10.1007/s10695-016-0299-y 2016.
- ARAÚJO, C. R. M.; SANTOS, V. L. A.; GONSALVES A. A. Acetilcolinesterase - AChE: Uma Enzima de Interesse Farmacológico. **Rev. Virtual Quim.**, v. 8(6), p. 1818-1834, 2016.
- ARAÚJO, M. C.; ASSIS, C. R. D.; SILVA, L. C.; MACHADO, D. C.; SILVA, K. C. C.; LIMA, A. V. A.; CARVALHO JR., L. B.; BEZERRA, R. S.; OLIVEIRA, M. B. M. Brain acetylcholinesterase of jaguar cichlid (*Parachromis managuensis*): From

physicochemical and kinetic properties to its potential as biomarker of pesticides and metal ions. *Aquatic Toxicology*, v.177, p. 182–189, 2016b.

ASSIS, C. R. D.; AMARAL, I. P. G.; CASTRO, P. F.; CARVALHO JR, L. B.; BEZERRA, R. S. Effect of dichlorvos on the acetylcholinesterase from tambaqui (*Colossoma macropomum*) brain. *Environ Toxicol Chem*, v. 26, p. 1451–3, 2007.

ASSIS, C. R. D. Caracterização da acetilcolinesterase cerebral do tambaqui (*Colossoma macropomum*) e efeito de pesticidas organofosforados e carbamatos sobre sua atividade. 2008. Dissertação (**Mestrado**) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE.

ASSIS, C. R. D.; CASTRO, P. F.; AMARAL, I. P. G.; CARVALHO, M. E. V. M.; CARVALHO JR, L. B.; BEZERRA, R. S. Characterization of acetylcholinesterase from the brain of the Amazonian tambaqui (*Colossoma macropomum*) and in vitro effect of organophosphorus and carbamate pesticides. *Environ. Toxicol. Chem.*, v.29, p. 2243–8, 2010.

ASSIS, C.R.D.; BEZERRA, R.S.; CARVALHO JR., L. B. **Fish cholinesterases as biomarkers of organophosphorus and carbamate pesticides**. In: Stoytcheva, M. (Ed.), *Pesticides in Modern World –Book 5*. Intech, Rijeka, Croatia, 2011.

ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR, L. B. Comparative effect of pesticides on brain acetylcholinesterase in tropical fish. *Sci. Total Environ*. v. 441, p. 141–150, 2012.

ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; SANTOS, J. F.; MARCUSCHI, M.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR., L. B. Characterization of catalytic efficiency parameters of brain cholinesterases in tropical fish. *Fish Physiol. Biochem.*, v. 40 (6), p. 1659–1668, 2014.

ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; SANTOS, J. F.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR., L. B. Effect of ions on the activity of brain acetylcholinesterase from tropical fish. *J. Coast. Life Med.*, v.3 (7), p. 505–514, 2015.

BEAUVAIS, S.; COLE, K. J.; ATCHISON, G. J.; COFFEY, M. Factors affecting brain cholinesterase activity in Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Water, Air and Soil Pollution*, v.135, p.249-264, 2002.

BOCQUENÉ, G.; GALGANI, F.; TRUQUET, P. Characterization and assay conditions for use of AChE activity from several marine species in pollution monitoring. *Marine Environmental Research*, v. 30, p.75-89, 1990.

- BOTTÉ, E. S.; JERRY, D. R.; CODI KING, S.; SMITH-KEUNE, C.; NEGRI, A.P.; Effects of chlorpyrifos on cholinesterase activity and stress markers in the tropical reef fish *Acanthochromis polyacanthus*. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 65 (4–9), p. 384–393, 2012.
- CAMPANHA, H. M.; CARVALHO, F. SCHLOSSER, P. M. Active and peripheral anionic sites of acetylcholinesterase have differential modulation effects on cell proliferation, adhesion and neuritogenesis in the NG108-15 cell line. **Toxicol Lett**, v. 230, p. 122-31, 2014.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life, 1997.
- CHANDRASEKARA, H. U.; PATHIRATNE, A. Influence of low concentrations of Trichlorfon on haematological parameters and brain acetylcholinesterase activity in common carp, *Cyprinus carpio* L. **Aquaculture Research**, v. 36, p.144-149, 2005.
- CHEN, C Y.; FOLT, C. L. High plankton densities reduce mercury biomagnification. **Environmental Science & Technology**, v.39(1), p.115–121. 2005.
- COIMBRA, R. S. C.; SANTOS, C. R.; SARAIVA, V. B.; OLIVEIRA, M. M. Biomarcadores como ferramentas na avaliação da qualidade do pescado contaminado com metais traço. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v.(7) 1, p.153-172, 2013. Doi:10.5935/2177-4560.20130011.
- ÇOKUGRAS, A. N. Butyrylcholinesterase: structure and physiological importance. **Turk. J. Biochem.**, v. 28, p.54–61, 2003.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº Resolução nº 357/2005, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em novembro de 2017.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº Resolução nº 454/2012, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em novembro de 2017.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH). Recursos hídricos superficiais. In: Diagnostico Socioambiental Do Litoral Norte de Pernambuco. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, Recife, Pernambuco, p. 43- 54, 2003a.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH). Hidrografia. In: Diagnostico Socioambiental Do Litoral Sul de Pernambuco. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, Recife, Pernambuco, p. 10-12, 2003b.

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH). Potencialidades naturais e culturais e limitações ao uso do Território. In: Diagnóstico Socioambiental Do Litoral Sul de Pernambuco. 2003c.

DAY, F.A.; FUNK, A.E.; BRADY, F.O. In vivo and ex vivo displacement of zinc from metallothionein by cadmium and by mercury. **Chem. Biol. Interact.**, v. 50, p. 159–174, 1984.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Pesticides in Food Report. FAO Plant Production and Protection Paper 191. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy. 2007.

FUNK, A.E.; DAY, F.A.; BRADY, F.O. Displacement of zinc and copper from copper-induced metallothionein by cadmium and by mercury: in vivo and ex vivo studies. **Comp. Biochem. Physiol.**, v. 86, p. 1–6, 1987.

GHAZALA; MAHBOOB, S.; AHMAD, L.; SULTANA, S.; ALGHANIM, K.; AL-MISNED, F.; AHMAD, Z. Fish cholinesterases as biomarkers of sublethal effects of organophosphorus and carbamates in tissues of Labeo Rohita. **J. Biochem. Mol. Toxicol.**, v. 28 (3), p. 137–142, 2014.

GHISI, N. C.; OLIVEIRA, E. C.; MOTA, T. F. M.; VANZETTO, G. V.; ROQUE, A. A.; GODINHO, J. P.; BETTIM, F. L.; ASSIS, H. C. S.; PRIOLI, A. J. Integrated biomarker response in catfish *Hypostomus ancistroides* by multivariate analysis in the Pirapo River, southern Brazil. **Chemosphere**, v. 161, p. 69–79, 2016.

HUGHES, R. J.; BENNETT, J. Effect of metal ions on the activity of acetylcholinesterase. **Biochem. Soc. Trans.**, v.13, p. 219-20, 1985.

JARRARD, H. E.; DELANEY, K. R.; KENNEDY, C. J. Impacts of carbamate pesticides on olfactory neurophysiology and cholinesterase activity in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). **Aquatic Toxicology**, v. 69, p.133-148, 2004.

JUNG, J.-H.; ADDISON, R. F.; SHIM, W. J. Characterization of cholinesterases in marbled sole, *Limanda yokohamae*, and their inhibition in vitro by the fungicide iprobenfos. **Marine Environmental Research**, v. 63, p. 471–478, 2007.

LIMA, D.; ROQUE, G. M.; ALMEIDA, E. A. In vitro and in vivo inhibition of acetylcholinesterase and carboxylesterase by metals in zebrafish (*Danio rerio*). **Marine Environmental Research**. v.91, p.45-51, 2012.

NANINI-COSTA, M. H.; QUINÁGLIA, G. A.; HELD, B.; PETESSE, M. L.; ESTEVES, K. E. Bioacumulação de mercúrio total em *Platanichthys platana* (REGAN, 1917), Um peixe zooplactívoro invasor no complexo

billings (ALTO TIETÊ, SP). **Bol. Inst. Pesca**, v. 42(3), p.674-690, 2016. Doi 10.20950/1678-2305.2016v42n3p674.

OLIVEIRA, V. M.; ASSIS, C. R. D.; COSTA, H. M. S.; SILVA, R. P. F.; SANTOS, J. F.; CARVALHO JR. L. B.; BEZERRA, R. S. Aluminium sulfate exposure: A set of effects on hydrolases from brain, muscle and digestive tract of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, v. 191, p. 101–108, 2017.

OLSON, D. L.; CHRISTENSEN, G. M. Effects of water pollutants and other chemicals on fish acetylcholinesterase (in vitro). *Environmental research*, v. 21, p. 327-335, 1980.

PAIVA, A. C. G.; ARAÚJO, M. E. Environmental characterization and spatial distribution of fish fauna in estuaries in the state of Pernambuco, **Brazil. Trop. Oceanogr.**, v. 38, p.1-46, 2010.

PEZZEMENTI, L.; CHATONNET, A. Evolution of cholinesterases in the animal kingdom. **Chemico-Biological Interactions**, v.187, p.27–33, 2010.

QUINN, D. M. Acetylcholinesterase: enzyme structure, reaction dynamics, and virtual transition states. **Chem. Rev.**, v. 87 (5), p. 955–979, 1987.

RODRIGUES, S. R.; CALDEIRA, C.; CASTRO, B. B.; GONÇALVES, F., NUNES, B., ANTUNES, S. C. Cholinesterase (ChE) inhibition in pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) as environmental biomarker: chE characterization and potential neurotoxic effects of xenobiotics. **Pest. Biochem. Physiol.**, v. 99 (2), p. 181–188, 2011.

RODRÍGUEZ-FUENTES, G.; GOLD-BOUCHOT, G. Environmental monitoring using acetylcholinesterase inhibition in vitro. A case study in two Mexican lagoons. **Marine Environmental Research**, v.50, p.357-360, 2000.

ROMANI, R.; ANTOGNELLI, C.; BALDRACCHINI, F.; SANTIS, A.; ISANI, G.; GIOVANNINI, E.; ROSI, G. Increased acetylcholinesterase activities in specimens of *Sparus auratus* exposed to sublethal copper concentrations. **Chemico-Biological Interactions**, v. 145 (3), p.321-329, 2003.

SEDMAN, J. J.; GROSSBERG, S. E. A rapid, sensitive and versatile assay for protein using Coomassie brilliant blue G250. **Anal. Biochem.**, v.79 (1–2); p. 544–552, 1977.

SILMAN, I.; SUSSMAN, J. L. Acetylcholinesterase: ‘classical’ and ‘non-classical’ functions and pharmacology. **Curr Opin Pharmacol**, v.5, p.293–302, 2005.

SILVA, K. C. C.; ASSIS, C. R. D.; OLIVEIRA, V. M.; CARVALHO JR., L. B.; BEZERRA, R. S. Kinetic and physicochemical properties of brain acetylcholinesterase

from the peacock bass (*Cichla ocellaris*) and in vitro effect of pesticides and metal ions. **Aquat. Toxicol.**, v. 126, p. 191–197, 2013.

SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; MERIGOT, B.; F. LUCENA-FREDOU, FERREIRA, B. P. C.; COXEY, M. S. D.; REZENDE, D. S. M.; FREDU, T. Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil a Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, p.1-8, 2016.

SOUZA, M. M. D. A.; SAMPAIO, E. V. S. B. Variação temporal da estrutura dos bosques de mangue de Suape-PE após a construção do porto. **Acta Bot. Bras.**, v.15, p. 1-12, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062001000100001>.

TOMLINSON, G.; MUTUS, B.; MCLENNAN, I. Activation and inactivation of acetylcholinesterase by metal ions. **Can J Biochem**, v. 59, p.728-35, 1981.

TÔUGU, V. Acetylcholinesterase: mechanism of catalysis and inhibition. **Curr. Med. Chem.**, v. 1, p.155–170, 2001.

TILTON, F.A.; BAMMLER, T. K.; GALLAGHER, E. P. Swimming impairment and acetylcholinesterase inhibition in zebrafish exposed to copper or chlorpyrifos separately, or as mixtures. **Comparative Biochemistry and Physiology C**, v. 153 (1), p. 9-16, 2011.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Chemical Fact Sheet Number 24: Carbofuran. Insecticide/Rodenticide Branch. Registration Division (TS-767). Washington, DC, USA, 1984.

VALE, J.A. Toxicokinetic and toxicodynamic aspects of organophosphorus (OP) insecticide poisoning. **Toxicology Letters**, p. 649–652, 1998.

VARO, I.; NAVARRO, J. C.; AMAT, F.; GUILHERMINO, L. Effect of dichlorvos on cholinesterase activity of the European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). **Pestic Biochem Physiol**, v. 75, p. 61–72, 2003.

VARO, I.; NAVARRO, J. C.; NUNES, B.; GUILHERMINO, L. Effects of dichlorvos aquaculture treatments on selected biomarkers of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) fingerlings. **Aquaculture**, p. 266, v.87–96, 2007.

VIEIRA, C. D. E.; COSTA, P. G.; LIZIARA, C. C.; PRIMEL, E. G.; FILLMANN, G. BIANCHINI, A. MARTINEZ, C. B. R. A comparative approach using biomarkers in feral and caged Neotropical fish: Implications for biomonitoring freshwater ecosystems in agricultural. **Science of the Total Environment**, 2017.

WESTFALL, T. C.; WESTFALL, D. P. Em Goodman & Gilman. As bases

farmacológicas da terapêutica, 10a. Ed.; BRUNTON, L. L.; LAZO, J. S.; PARKER, K. L., eds.; Mc Graw Hill, 2006, cap. 6.

WORLD HEALTH ORGANIZATION- WHO. **Organophosphorus Insecticides: a General Introduction**, vol. 63. World Health Organization, Geneva (CH): Enviro Health Crit, 1986a.

WORLD HEALTH ORGANIZATION- WHO. **Carbamate Insecticides: a General Introduction**, vol. 63. World Health Organization. Geneva (CH): Environ Health Crit., 1986b.

5- Título do Artigo Científico 3

**Utilização da acetilcolinesterase cerebral de três espécies de
peixe como biomarcador de poluição em dois estuários
neotropicais**

Utilização da acetilcolinesterase cerebral de três espécies de peixe como biomarcador de poluição em dois estuários neotropicais

Resumo

A identificação dos metais pesados e suas respectivas concentrações nos sedimentos estuarinos vem sendo uma preocupação recorrente entre a comunidade científica e gestores ambientais, principalmente porque sua persistência no ambiente altera os processos biológicos, em função de sua acumulação e alta toxicidade para determinados processos metabólicos bem como outros efeitos adversos. A Acetilcolinesterase (AChE) presente no cérebro de diversas espécies de peixes vem sendo utilizada como um biomarcador específico para o monitoramento de ambientes aquáticos impactados por metais pesados. Com isso, o objetivo principal desse estudo foi avaliar os níveis de metais pesados (As^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}) nos sedimentos dos complexos estuários do Canal de Santa Cruz e do rio Sirinhaém e verificar se as concentrações desses elementos estão acima dos níveis estipulados pela legislação brasileira, além de identificar se os mesmos estão influenciando negativamente a atividade da AChE presente no cérebro das espécies *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* e *Diapterus rhombeus* nos períodos seco e chuvoso. Para cada área e período sazonal, foram coletados sedimentos e adquiridos cinco indivíduos de cada espécie junto aos pescadores artesanais em cada complexo estuarino. O As, Cu e o Zn foram determinados através do método de ativação neutrônica, o Hg foi determinado por Espectrometria de Absorção atômica com geração de vapor frio, o Cd e o Pb foram determinados por espectrometria de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica. Foram identificados os níveis de atividade da AChE presente no tecido cerebral dos indivíduos pertencentes as suas respectivas espécies. No período seco foram observadas menores atividades da AChE para as três espécies ($p < 0,05$) em consonância com concentrações de Hg superiores ($p < 0,05$) aos limites estipulados pela legislação brasileira. Os resultados obtidos no presente estudo indicam que o mercúrio detectado nos sedimentos em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela legislação nacional, vem alterando a fisiologia neurológica das espécies em estudo, representando um impacto ambiental, que pode, via cadeia alimentar, interferir na saúde humana, uma vez que tal metal é bioacumulado e os peixes são comumente consumidos pelas pessoas como fonte de proteína, sendo recursos com elevado valor comercial.

Keywords: Acetilcolinesterase, Biomarcadores, Metais pesados, Impactos ambientais

5. 1 Introdução

As regiões costeiras sofrem com uma intensa ocupação humana, ocasionando forte pressão sobre os ecossistemas marinhos (CARMO et al., 2011). Dentre os ecossistemas costeiros, particularmente os estuários, recebem constantemente diversos insumos antropogênicos oriundos dos despejos de efluentes das grandes cidades e indústrias (CHAPMAN e WANG, 2001; RIBA et al., 2002; CAEIRO et al., 2005) que são instaladas ao longo das suas margens dada às vantagens relacionadas a posição geográfica e alta produtividade (COSTANZA et al., 2016; WANG et al., 2017). Essa carga de poluentes inclui uma grande variedade de agentes xenobióticos representados por metais pesados, agrotóxicos e compostos orgânicos (RASHED, 2001; CHANDRAN et al. 2005; ARIAS et al. 2007; COGO et al., 2009), que ficam distribuídos nos corpos d'água e nos sedimentos interferindo diretamente no ciclo biológico natural do ambiente (QUINTANEIRO et al., 2006; PEREIRA et al., 2014).

A identificação dos metais pesados e suas respectivas concentrações vem sendo uma preocupação recorrente entre a comunidade científica e gestores ambientais, principalmente porque sua persistência no ambiente altera os processos biológicos, em função de sua acumulação e alta toxicidade para determinados processos metabólicos, bem como outros efeitos adversos que esses elementos podem causar aos ecossistemas aquáticos (NIENCHESKI et al., 2014; LIU et al., 2016; BÁRCENA et al., 2017). O sedimento desempenha um papel importante no tocante ao destino destes compostos em ambientes aquáticos, e podem refletir a quantidade corrente do sistema, podendo ser utilizados para detectar a presença de contaminantes que não permanecem solúveis após seu lançamento em águas superficiais (MOZETO, 1996; COTTA et al., 2006).

No Brasil, desde 2004, há um regulamento (Resolução nº 344/04 de 25/03/04, alterada pela Resolução nº454 de 1/11/2012) que estabelece limites de concentração de metais pesados nos sedimentos (material marinho/estuarino a ser dragado), que leva em consideração as altas concentrações que interferem negativamente na saúde da biota e consequentemente na saúde dos seres humanos (MMA, 2012). As interações desses poluentes com a biota podem gerar graves desequilíbrios ecológicos, dependendo do grau de impacto e do tempo de exposição (LIVINGSTONE, 1993; COGO et al., 2009).

Os biomarcadores são respostas biológicas a poluentes e vem se tornando uma ferramenta útil e prática no biomonitoramento de qualidade ambiental (WALKER, 1996; LINS et al., 2010) pois disponibilizam informações não apenas sobre intensidade, limites de tolerância e efeitos negativos dos poluentes nos organismos, mas também a forma

como ocorre a transferência e acúmulo destas substâncias ao longo da cadeia alimentar (OOST et al., 2003; VIANA et al. 2013). Os biomarcadores são também eficientes no monitoramento a nível bioquímico e podem identificar a presença de contaminantes no ambiente, inclusive dos metais pesados, antes mesmo desses elementos atingirem níveis organizacionais mais altos (MONSERRAT et al., 2008).

Os peixes vem sendo fortemente utilizados como bioindicadores e como organismos biomonitores de qualidade ambiental (DE LA TORRE et al., 2005; SCHLACHER et al., 2007; DURIEUX et al., 2011; VIEIRA et al., 2017; SINGH et al., 2018), uma vez que podem ser coletados diretamente nas áreas impactadas (*in situ*) (RABITTO et al., 2011; VIANA et al., 2013; GHISI et al., 2016; VIEIRA et al. Op. cit.), ou podem ser expostos a diferentes concentrações de compostos químicos em laboratório (*in vitro*), como nos estudos realizados por Atli e Canli (2007); Avilez et al. (2008), Monserrat et al. (2008), Nunes et al. (2014), Assis et al. (2015), Albendín et al. (2016), Araújo et al. (2016), Oliveira et al. (2017), Singh et al. (2018) e no capítulo 2 desta tese.

A Acetilcolinesterase (AChE) presente no cérebro de diversas espécies de peixes podem ser utilizadas como um biomarcador específico para o monitoramento de ambientes aquáticos impactados por metais pesados (SILVA et al., 2013; NUNES et al., 2014; ASSIS et al., 2015; ARAÚJO et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2017) pois estes poluentes se conectam aos sítios periféricos e desencadeiam modificações conformacionais ou acabam interferindo na condição de hidratação do centro ativo, alterando a taxa de hidrólise do substrato pela AChE, podendo ocasionar graves problemas neurológicos e até a morte do indivíduo (TOMLINSON et al., 1980; OLSON e CHRISTENSEN, 1980; HUGHES e BENNETT, 1985; ASSIS et al., 2015).

O estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil, apresenta 17 áreas estuarinas (PAIVA e ARAÚJO, 2010; SILVA-JÚNIOR et al., 2016) com elevado grau de degradação, principalmente àqueles que ficam próximos a região metropolitana de Recife, que é ocasionada pela poluição oriunda dos esgotos domésticos e indústrias (ELFES et al., 2014; MÉRIGOT et al., 2016). O Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz, historicamente, vem sofrendo diversos impactos antropogênicos. Uma fábrica de cloro e soda cáustica (que utilizava eletrodos de mercúrio) lançou seus efluentes industriais por um período de 24 anos (1963 a 1987) no rio Botafogo, um dos principais rios que compõe essa importante rede hídrica (MEYER, 1996; LIMA et al., 2009). Além disso, a ausência de saneamento básico nas áreas urbanas localizadas as margens do Canal de Santa Cruz, ocasiona o lançamento diário de todo efluente doméstico, em sua maioria

de forma *in natura* (LIRA et al., 2010). O Complexo estuarino do rio Sirinhaém é uma área que sofre com os impactos oriundos da poluição agrícola, além dos despejos de resíduos das usinas de açúcar e destilarias de álcool existentes na sua bacia (Braga, 1986). Adicionalmente, esse complexo recebe grande aporte de efluentes domésticos, industriais e das grandes fazendas de carcinicultura (LIRA e FONSECA, 1980). A introdução direta ou indireta de substâncias tóxicas, incluindo os metais pesados, pelas ações antrópicas, podem atingir níveis de concentração muito altos nos sistemas estuarinos e os efeitos ocasionados por esses poluentes podem ser nocivos aos recursos vivos e aos seres humanos (GESAMP, 1995; SIQUEIRA et al., 2004). Devido a esses fatores, é importante identificar e quantificar esses metais nos sedimentos estuarinos antes mesmo que eles atinjam níveis acima dos estabelecidos pela legislação nacional.

Em Pernambuco, as espécies *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* e *Diapterus rhombeus* são importantes como fonte de alimento e renda, e são amplamente capturadas pela pesca artesanal (CHEN et al., 2007; SANTOS e ROCHA 2007; IBAMA, 2008). O *C. undecimalis* é considerado piscívoro, por ter uma dieta composta em sua grande maioria por pequenos peixes (LIRA et al., 2017), e as espécies *D. auratus*, e *D. rhombeus*, consideradas zoobentívora e zooplancívora, respectivamente (TEMÓTEO et al., 2015). Por apresentarem nível trófico distintos, essas espécies podem sofrer diferentes níveis de contaminação devido à gradação da bioacumulação dos poluentes ao longo da cadeia alimentar (CHEN e FOLT, 2005; NANINI-COSTA et al., 2016). A AChE contida no tecido cerebral dessas três espécies podem ser utilizadas como biomarcadores da exposição aos pesticidas carbofuran (as três espécies), diclorvós (*D. Rhombeus*) e Carbaril (*D. auratus* e *D. rhombeus*), bem como aos metais Hg^{2+} (*D. rhombeus* mais sensível, porém, concentrações $\geq 1mM$ desse metal podem inibir significativamente a AChE cerebral das outras duas espécies), As^{3+} (*D. auratus* e *D. rhombeus*) e Cu^{2+} (*D. auratus*) em amostras ambientais (ver Capítulo 2 desta tese). Considerando os motivos acima citados, essas três espécies foram utilizadas no presente estudo.

O presente estudo teve como objetivo principal avaliar os níveis de metais pesados (As^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}) nos sedimentos desses dois importantes complexos estuarinos do estado de Pernambuco e verificar se as concentrações desses elementos estão acima dos níveis estipulados pela legislação brasileira, além de identificar se os mesmos estão influenciando negativamente a atividade da AChE presente no cérebro das espécies de peixes *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*.

5.2. Metodologia

5.2.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado em dois períodos sazonais, seco (outubro a março - precipitação média < 90 mm) (APAC, 2016) e chuvoso (abril a setembro - precipitação média > 160 mm) (APAC, 2016), em duas áreas, sendo uma localizada no litoral norte e outra no litoral sul do estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil, no ano de 2016. No litoral norte, a área estudada foi o complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), município de Itapissuma (CECSC) (Figura 1). Este estuário recebe águas de uma representativa rede hídrica composta pelos rios Igarassu, Botafogo, Arataca, Carrapicho e Catuama (CPRH, 2003).

A comunidade de Barra de Sirinhaém fica inserida no município de Sirinhaém e apresenta alta densidade de mangue. Esta área está localizada no complexo estuarino do rio Sirinhaém, litoral sul de Pernambuco, a 70 km da capital Recife. O complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) é abastecido por diversos braços como os rios Arrumador, Trapiche e Aquirá, onde são encontradas diversas lagoas, numerosas ilhas e um extenso manguezal (LIRA et al., 2010). Essa área é de extrema importância biológica e exerce forte influência sobre a Área de Proteção Ambiental de Guadalupe (Figura 1).

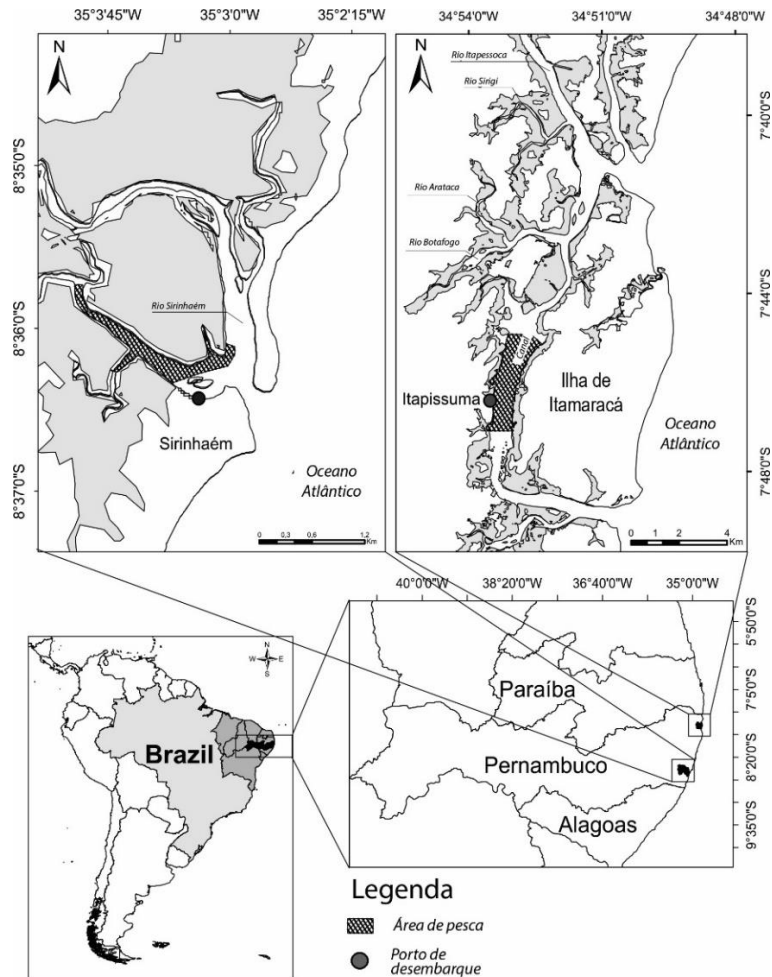


Fig. 1. Localização dos portos de desembarque pesqueiros onde os espécimes foram adquiridos. A esquerda o Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS) e a direita o Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC).

5.2.2. Coleta dos materiais

5.2.2.1 Obtenção dos espécimes

Os espécimes foram adquiridos, já resfriados em gelo, junto aos pescadores artesanais dos municípios de Itapissuma e Sirinhaém (Barra de Sirinhaém) logo após o desembarque, realizados nos portos, em suas respectivas áreas (Figura 1). Após a identificação, foram separados, de forma aleatória, cinco indivíduos de cada espécie (*C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*) e, ainda em campo, foram extraídos os tecidos cerebrais com o auxílio de tesouras e pinças cirúrgicas. Os tecidos foram armazenados em potes plásticos, etiquetados e armazenados em caixas isotérmicas contendo gelo seco e conduzidos ao Laboratório de Enzimologia do Departamento de Bioquímica da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foram mantidas no freezer (- 20 °C) para posterior análise.

5.2.2.2 Coleta de sedimentos

Os sedimentos superficiais foram coletados em ambos os estuários, para os dois períodos sazonais. As amostras foram coletadas em triplicata em pontos próximos ao local onde os pescadores realizaram a captura das espécies selecionadas. As amostras foram identificadas e mantidas em recipientes plásticos, armazenados em caixas isotérmicas contendo gelo, até a chegada ao Departamento de Pesca e Aquicultura (DEPAq) da Universidade Federal de Rural de Pernambuco (UFRPE), onde foram mantidas em freezers (-20 °C), para posterior análise.

5.2.3 Materiais utilizados (Acetilcolinesterase)

Foram adquiridos iodeto de acetiltiocolina, albumina de soro bovino, ácido 5, 5-ditiobis (2-nitrobenzóico) (DTNB), Tris (hidroximetil) aminometano e dimetilsulfóxido da Sigma. O hidrogenofosfato dissódico e o HCl foram obtidos da Merck. O citrato trissódico foi adquirido a partir de Vetec. A glicina foi adquirida da Amersham Biosciences. O espectrofotômetro utilizado foi o Bio-Rad Smartspec TM 3000.

5.2.4 Extração da Acetilcolinesterase

Os tecidos cerebrais dos indivíduos de cada espécie foram homogeneizados em tampão Tris-HCl 0,5 mol/L, pH 8,0, mantendo-se uma razão de 20 mg de tecido por ml de tampão, utilizando um disruptor de tecidos Potter-Elvehjem (IKA RW-20 digital). Os homogenatos foram centrifugados durante 10 min a $10.000 \times g$ (4° C) e os sobrenadantes (extratos brutos) foram congelados a -20° C (ASSIS et al., 2014).

5.2.4.1 Atividade enzimática e determinação proteica

Ao extrato bruto (20 µL) foi adicionado 200 µL de DTNB (0,25 mmol/L) dissolvido em tampão Tris-HCl 0,5 mol/L, pH 7,4 e a reação deu início a partir da adição de 62 mM de iodeto de acetiltiocolina (ASSIS et al., 2010; SILVA et al., 2013). A atividade foi determinada em quadruplicata por espectrofotometria (Bio-Rad xMark™) seguindo a absorbância a 405 nm nos tempos 0 e 180 s, onde a reação exibiu um padrão de cinética de primeira ordem (linear). Uma unidade de atividade (U) foi definida como a quantidade de enzima capaz de converter 1 µmol de substrato por minuto, por mL de solução. Preparou-se, de modo semelhante, um ensaio para o branco. Neste ensaio, a amostra do extrato bruto foi substituída pelo tampão Tris-HCl a 0,5 mol/L, pH 8,0. O teor de proteína foi estimado de acordo com Sedmak and Grossberg (1977), utilizando

albumina de soro bovino como padrão.

5.2.4 Análise de metais pesados em sedimentos

Os sedimentos foram descongelados, secos à 60 °C em estufa, macerados e peneirados (60 mesh). O Arsênio (As), Cobre (Cu) e Zinco (Zn) foram determinados através do método de ativação neutrônica, o mercúrio (Hg) foi determinado por Espectrometria de Absorção atômica com geração de vapor frio, o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) foram determinados por espectrometria de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica.

A análise por ativação com nêutrons é um método analítico que tem como base a medida da radiação gama induzida em uma amostra pela irradiação com nêutrons (BODE, 1996). A análise por ativação neutrônica foi realizada em parceria com o Centro Regional de Energia Nuclear (CRCN-PE) e com o Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares IPEN/CNEN-SP).

As amostras de sedimento (cerca de 200 mg) foram envasadas em cápsulas cilíndricas de alumínio (vulgarmente conhecida por coelho), específicas para irradiação. O controle de qualidade analítica foi efetivado com materiais de referência certificados pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), a saber: Soil7, SL1(sedimento de lago) e SDN1/2 (sedimento).

As amostras foram enviadas para a ativação, onde foram irradiadas sob um fluxo de nêutrons térmicos da ordem de $5 \times 10^{12} \text{ cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ no reator nuclear de pesquisa IEA-RL. Após o resfriamento de 72 horas, as amostras foram transportadas para detecção da radiação induzida por espectrometria gama de alta resolução, utilizando-se detectores de germânio hiperpuro, modelos GEM-10195 e GEM-45190P (ORTEC® - Oak Ridge, Tennessee, EUA). A eletrônica associada aos detectores, compreendeu o Bias Supply, modelo 659, amplificador 672 e acumulador de dados MCB-919, com conversor analógico-digital, ligados a um microcomputador.

A monitoramento de aquisição espectral foi realizada pelo programa MAESTRO II, EG&G ORTEC®. Os espectros foram analisados pelo programa Quantu MCA, desenvolvido por Bacchi (2001) (BACCHI et al., 2001), sendo os dados obtidos transportados eletronicamente para o programa Quantu INAA, também desenvolvido por Bacchi (2001) (BACCHI et al., 2001). O programa permitiu a determinação das concentrações elementares empregando o método K_0 .

O mercúrio nas amostras foi determinado por Espectrometria de Absorção

atômica com geração de vapor frio CV AAS, no Perkin Elmer CV AAS FIMS Equipamentos e utilizando cloreto estanhoso como agente redutor. Cerca de 350 mg de amostras e SRMs foram dissolvidas por adição de ácido nítrico concentrado Merck, durante um período de 8 horas, sendo então adicionado peróxido de hidrogênio 30%. Os frascos foram agitados e mantidos em repouso por 15 horas. Para finalizar a digestão, os frascos fechados, foram colocados num bloco de alumínio a 90 °C, durante 3 horas. O cádmio e o chumbo foram determinados por espectrometria de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica (ET AAS), usando um Perkin Elmer Analyst 800, a digestão ácida das amostras foi realizada conforme o procedimento descrito para a análise do mercúrio.

Após a quantificação, as concentrações dos metais foram comparadas com a Resolução nº454 de 1º de novembro de 2012 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Essa resolução se baseia em dados internacionais (Long et al., 1995; Environmental Canada and Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec and Application Frameworks: Prevention, Dredging and Remediation, atualizado em 2008; Hamburg Port Authority - HPA, 2011) e estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado (sedimento) em águas (doce e salgadas/salobras) sob jurisdição nacional (MMA, 2012). Nessa resolução, constam dois níveis de classificação do material a ser dragado, especificamente em águas salobra/salinas (ambientes estuarinos e/ou marinhos), a saber: Nível 1, que apresenta o limiar abaixo do qual há menor probabilidade de um determinado metal ocasionar efeitos adversos à biota e o Nível 2, que se refere ao limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

5.2.5 Análise de dados

A atividade da AChE, separadamente para cada espécie, e as concentrações de metais, foram testados através da Análise de variância (ANOVA two-way) entre áreas (CECSC x CERS) e períodos sazonais (Seco e Chuvoso), seguindo as premissas necessárias para a utilização desse teste estatístico.

5.3 Resultados

5.3.1 Atividade da Acetilcolinesterase (AChE)

A atividade da AChE presente no cérebro dos indivíduos pertencentes a espécie *C. unidecimalis* apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos (Seco e Chuvoso). Entretanto, não foi constatada diferença significativa ($p > 0,05$) entre as áreas (CERS e CECSC), bem como não houve interação significativa ($p > 0,05$) entre os fatores (área x períodos) (Tabela 1). Em ambas as áreas, as menores atividades foram observadas no período seco (CECSC: $18,3 \pm 1,9$ mU/mg; CERS: $17,4 \pm 2,6$ mU/mg) (Figura 2). Tanto as atividades da AChE mais baixas e quanto as mais altas foram observadas no CERS, no período seco e chuvoso, respectivamente (Figura 2).

Diferenças significativas ($p < 0,05$; ANOVA two-way) entre os valores médios da atividade da AChE nos indivíduos da espécie *D. auratus* foram observadas tanto entre períodos sazonais como entre as áreas (Tabela 2), observando-se uma interação significativa ($p < 0,05$; ANOVA two-way) entre os fatores (Tabela 3). Em ambos os períodos, os indivíduos capturados no CERS apresentaram atividades da AChE superiores aos indivíduos capturados no CECSC. Entretanto, as duas áreas apresentaram baixos valores médios de atividades no período seco (CECSC: $8,3 \pm 0,3$ mU/mg; CERS: $19,1 \pm 2,4$ mU/mg) quando comparadas ao período chuvoso (CECSC: $124 \pm 5,6$ mU/mg; CERS: $183,7 \pm 9$ mU/mg) (Figura 3).

As atividades da AChE para a espécie *D. rhombeus* apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos (Seco e Chuvoso) (Tabela 4). Porém, não foi constatada diferença significativa ($p > 0,05$) entre as áreas (CERS e CECSC), além de não haver interação significativa ($p > 0,05$) entre os fatores (Tabela 4). As duas áreas apresentaram baixos valores médios de atividade no período seco (CECSC: $13,8 \pm 1,8$ mU/mg; CERS: $25,5 \pm 7,2$ mU/mg) quando comparadas ao período chuvoso (CECSC: $120,2 \pm 16,9$ mU/mg; CERS: $161,5 \pm 0,9$ mU/mg) (Figura 3).

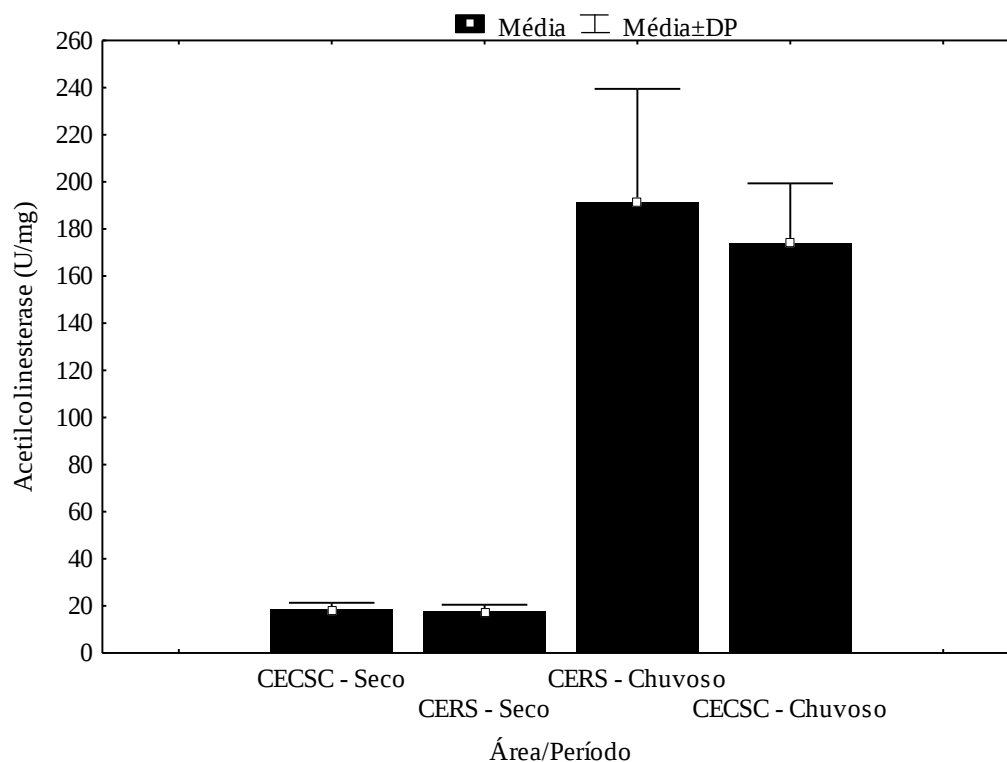


Figura 2. Atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Centropomus undecimalis* capturadas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Tabela 1. Análise de variância (ANOVA two-way) da atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Centropomus undecimalis* em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz - CECSC x Complexo estuarino do rio Sirinhaém - CERS) e interação entre estes fatores. GL - graus de liberdade; F - valor de tabela; P - probabilidade; * - diferença significativa ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$).

	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Área	1	510,83	510,83	0,49	$p > 0,05$ ns
Período	1	130222,52	130222,52	126,53	$p < 0,05$ *
Área : Período	1	402,99	402,99	0,39	$p > 0,05$ ns
Resíduos	16	16466,58	1029,16		

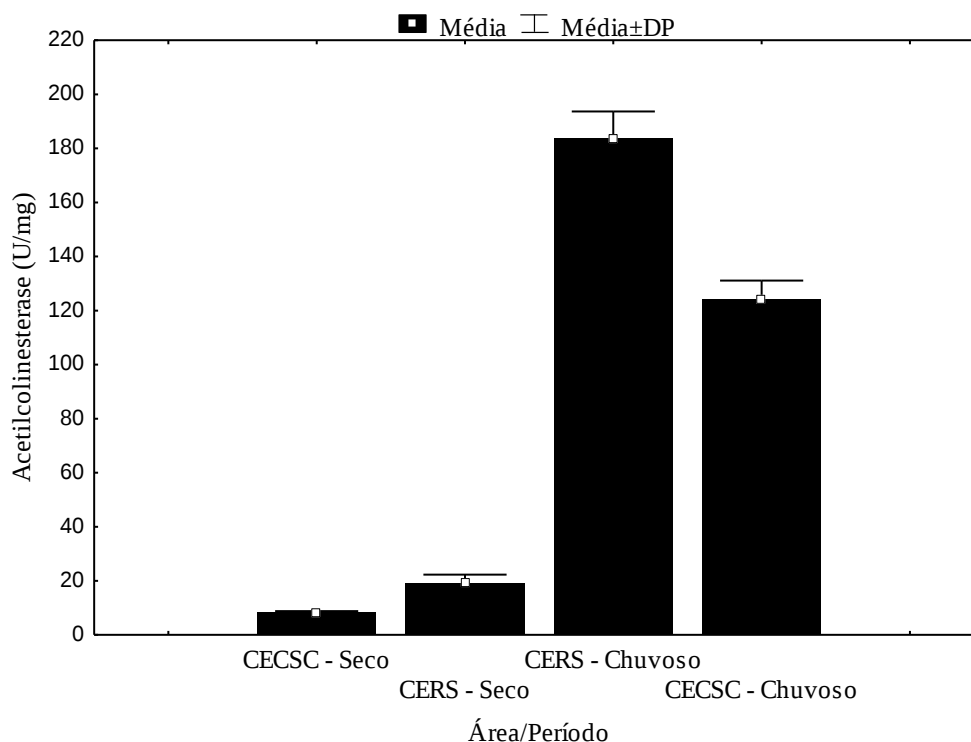


Figura 3. Atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus auratus* capturadas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Tabela 2. Análise de variância (ANOVA two-way) da atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus auratus* em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz - CECSC x Complexo estuarino do rio Sirinhaém - CERS) e interação entre estes fatores. GL - graus de liberdade; F - valor de tabela; P - probabilidade; * - diferença significativa ($p < 0,05$).

	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Área	1	8238,92	8238,92	175,38	$p < 0,05$ *
Período	1	70988,23	70988,23	1511,15	$p < 0,05$ *
Área : Período	1	2210,04	2210,04	47,04	$p < 0,05$ *
Resíduos	11	516,73	46,976		

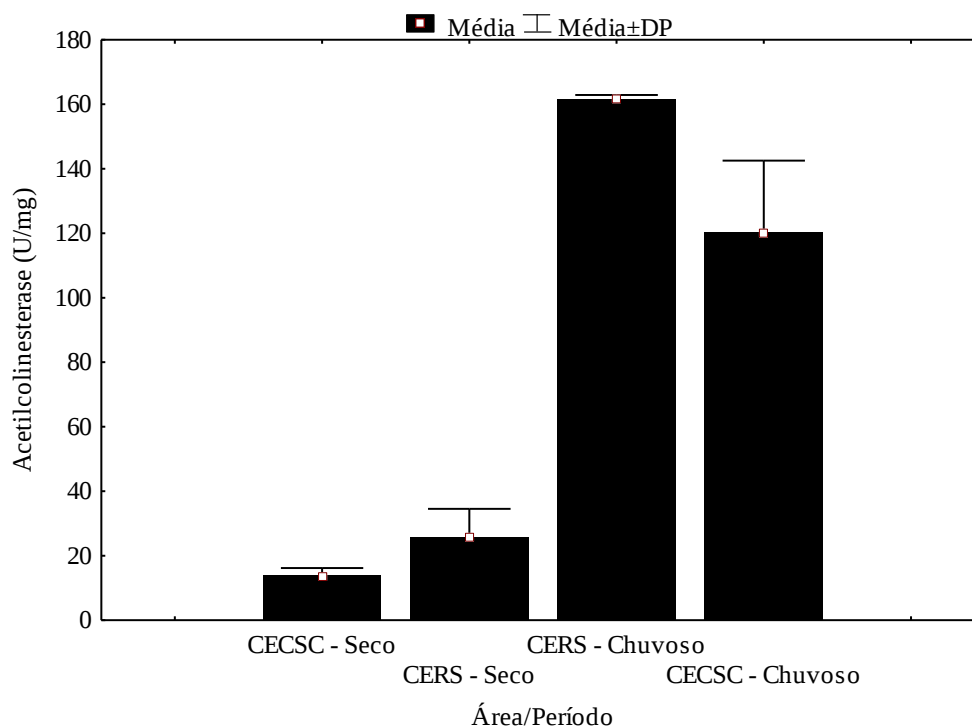


Figura 4. Atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus rhombeus* capturadas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Tabela 3. Análise de variância (ANOVA two-way) da atividade da Acetilcolinesterase presente no cérebro da espécie *Diapterus rhombeus* em relação ao período sazonal (seco x chuvoso), área de coleta (Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz - CECSC x Complexo estuarino do rio Sirinhaém - CERS) e interação entre estes fatores. GL - graus de liberdade; F - valor de tabela; P - probabilidade; * - diferença significativa ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$).

	G.L.	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estat. F	P-valor
Área	1	0,05	0,05	0,85	$p > 0,05$ ns
Período	1	14,67	14,67	242,65	$p < 0,05$ *
Área : Período	1	0,05	0,05	0,84	$p > 0,05$ ns
Resíduos	10	0,60	0,06		

5.3.2 Quantificação dos metais pesados nos sedimentos

As concentrações médias de mercúrio presente nos sedimentos não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$; ANOVA two-way) entre as áreas, bem como, os fatores considerados no modelo não apresentaram interação significativa ($p > 0,05$; ANOVA two-

way). Entretanto, houve diferença significativa ($p < 0,05$; ANOVA two-way) entre os períodos seco e chuvoso. Utilizando os Níveis de referências propostos pela Resolução nº454/2012 – CONAMA, as concentrações de Hg reportadas para o período seco (CERS: $1,620 \pm 0,257 \text{ mg Kg}^{-1}$; CECSC: $1,556 \pm 0,068 \text{ mg Kg}^{-1}$), foram superiores ao Nível 2 em ambas as áreas e, para o período chuvoso, as concentrações foram similares ao Nível 1 (CERS: $0,301 \pm 0,034 \text{ mg Kg}^{-1}$; CECSC: $0,307 \pm 0,060 \text{ mg Kg}^{-1}$).

As concentrações de Arsênio apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$; ANOVA two-way) entre os períodos e os dois fatores (área e período) apresentaram interação significativa ($p < 0,05$; ANOVA two-way). Entretanto, não foi observada diferença significativa ($p < 0,05$; ANOVA two-way) entre as áreas (Tabela 4). Similar ao Hg, as maiores concentrações de Arsênio foram constatadas no período seco em ambas as áreas, entretanto, foram inferiores ao Nível 1 (Resolução nº454/2012 – CONAMA) (Tabela 4). O Zinco não apresentou concentrações significativamente diferentes ($p > 0,05$; ANOVA two-way) entre as áreas e os períodos. Entretanto, os fatores apresentaram interação significativa ($p < 0,05$; ANOVA two-way) (Tabela 4). As concentrações de Cádmio, Cobre e Chumbo, também não apresentaram diferenças significativas entre áreas e períodos, bem como não apresentaram interações significativas ($p > 0,05$; ANOVA two-way) entre os fatores (Tabela 4). As concentrações desses quatro metais foram inferiores ao Nível 1 (Tabela 4).

Tabela 4. Níveis médios de metais em amostras de sedimentos em dois períodos sazonais (seco e chuvoso), nos Complexo estuarino do rio Sirinhaém (CERS) e no Complexo estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC), região costeira do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. Méd: Média; DP: Desvio Padrão.

Metal	CERS		CSCSC		Res. 454/2012 - CONAMA	
	Seco (Méd ± DP)	Chuva (Méd ± DP)	Seco (Méd ± DP)	Chuva (Méd ± DP)	Nível 1**	Nível 2***
Arsênio (ll : †)	10,353±0,35	9,601±0,930	17,850±2,75	6,731±1,37	19 ⁴	70 ²
Cádmio (ns)	0,108±0,033	0,044±0,012	0,014±0,008	0,046±0,014	1,2 ²	7,2 ⁴
Cobre (ns)	2,262±0,665	2,017±0,335	2,372±0,101	2,619±1,241	34 ²	270 ²
Mercúrio (ll)	1,620±0,257	0,301±0,034	1,556±0,068	0,307±0,060	0,3 ⁴	1,0 ⁵
Chumbo (ns)	5,620±0,292	3,831±0,731	4,227±0,354	4,502±0,8955	46,7 ²	218 ²
Zinco (‡)	86,266±8,960	74,233±1,355	65,100±3,333	69,200±11,800	150 ²	410 ²

(ll): Diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos; (‡): Diferença significativa ($p < 0,05$) entre áreas; (†): Interação significativa ($p < 0,05$) entre os fatores (área e período); (ns): diferença não significativa ($p > 0,05$); Todas as concentrações estão expressas em mg Kg^{-1} . **Nível 1: limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota; ***Nível 2: limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota; ² Long et al. (1995); ⁴ Environmental Canada and Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec and Application Frameworks: Prevention, Dredging and Remediation, atualizado em 2008; ⁵ HPA (2011).

5.4 Discussão

Nos complexos estuários do Canal de Santa Cruz (CECSC) e do rio Sirinhaém (CERS), as amostras de sedimentos, para ambos os períodos (seco e chuvoso), apresentaram concentrações de As, Cd, Cu, Pb e Zn abaixo do Nível 1, o que de acordo com o CONAMA (2012), significa probabilidade reduzida dos respectivos metais afetarem a saúde da biota. O Hg apresentou concentrações similares ao Nível 1 no período chuvoso, em ambos os complexos estuarinos. Entretanto, no período seco, as concentrações foram superiores ao Nível 2, indicando que nos dois complexos estuarinos existe alta probabilidade do Hg interferir negativamente na saúde dos organismos que habitam esses estuários (CONAMA, 2012).

As variações de concentrações dos metais entre os períodos sazonais podem estar provavelmente associadas a intensidade da carga poluente lançada pelas fábricas e residências que estão inseridas ao longo dos estuários pernambucanos, incluindo o Canal de Santa Cruz (Cavalcanti, 2003), ou também pela variabilidade de carreadores geoquímicos (ex.: sólidos em suspensão) e a diluição de sedimentos fluviais por sedimentos marinhos que ocorrem no período chuvoso (LACERDA et al., 1993; BARROCAS e WASSERMAN, 1998; MARINS et al., 2004). Para Wang et al. (2017), que avaliaram os riscos do mercúrio e sua distribuição espaço-temporal em diferentes frações de sedimentos superficiais do estuário do rio Yangtze (China), os períodos sazonais podem ter, de forma direta ou indireta, influencia sobre as frações desse elemento (e de outros metais) no sedimento devido as alterações das condições naturais, principalmente a precipitação, que pode elevar a velocidade do fluxo do rio e ocasionar a ressuspensão dos sedimentos.

Olga et al. (2008) afirmam que as altas concentrações de Hg estão associadas a menor hidrossolubilidade do metal nos períodos de estiagem, corroborando com a teoria proposta por Lacerda et al. (2013), que ao avaliarem a dinâmica do Hg em termos de concentração e fluxo, nos períodos seco e chuvoso, durante um período de cinco anos (2005 a 2009) no complexo estuarino do rio Jaguaribe, estado do Ceará, região nordeste do Brasil, observaram que há um aumento no tempo de residência das massas de água no período seco (valor médio de 3,1 dias) devido a redução do aporte fluvial, ocasionando assim, uma maior retenção de material suspenso, inclusive do mercúrio que adere-se a esse material dentro do estuário. Essa teoria pode justificar o fato do Hg apresentar maiores concentrações no período seco em ambos os complexos estuarinos avaliados no presente estudo.

Para Marins et al. (2004), as indústrias de cloro e soda cáustica associadas a outras fontes difusas como os lixões clandestinos e os efluentes doméstico/urbano, são as atividades antrópicas que mais contribuem para o aumento das concentrações de Hg nos estuários brasileiros. Logo, as altas concentrações de Hg no CECSC se justificam pelo fato do complexo

receber forte carga poluente advinda das diversas fontes antrópicas que estão instaladas ao longo dos seus afluentes (CPRH, 2003). Meyer (1996), afirma que o aumento dos níveis de Hg no CECSC está associado aos efluentes advindos da indústria de cloro e soda cáustica que foi instalada em 1967 e desativada em 1987, a qual lançou aproximadamente 35 toneladas de mercúrio no rio Botafogo (um dos principais rios que compõe o CECSC) em seu período de operação.

As altas concentrações de Hg também podem estar associadas às grandes fazendas de Aquicultura que estão instaladas no entorno dos dois complexos estuarinos (CECSC e CERS), corroborando com a teoria proposta por Chou et al (2002) e Berntssen et al. (2004), que afirmam que o Hg está presente em efluentes advindos da aquicultura devido à sua presença como elemento natural em rações (farinha de peixe) e como impurezas contidas em fertilizantes e demais produtos químicos utilizados na atividade. Lacerda et al. (2011) afirmam que, com o crescimento desses empreendimentos, principalmente das fazendas de cultivo intensivo de camarão marinho que são instaladas próximas aos estuários, o Hg vem aumentando suas concentrações nos sedimentos dos estuários com o passar dos anos.

As altas concentrações de mercúrio aliadas as baixas atividades da AChE nas três espécies avaliadas evidenciam que os dois complexos estuarinos estão sofrendo com intensos impactos antrópicos ao longo dos anos. Hg é um contaminante que apresenta elevada toxicidade, e é o único metal capaz de sofrer biomagnificação em praticamente toda a cadeia alimentar, pois sua concentração cresce conforme aumenta o nível trófico da espécie (UNEP, 2002; LACERDA E MALM, 2008). A biomagnificação desse metal é um fator preocupante pois os efeitos negativos ocasionados aos ecossistemas podem perdurar durante décadas (como é o caso no CECSC – empresa de cloro e soda cáustica) ou mesmo séculos, como proposto por Mastrine (1999), que afirma que antigas áreas de mineração localizadas na região Oeste dos Estados Unidos, embora desativadas desde o século XIX, ainda afetam negativamente a saúde da biota local nos dias atuais.

Além disso, o Hg pode ser remobilizado de sedimentos mais profundos (MARINS et al., 1997; MARINS et al., 2000; MARINS et al., 2004) e alcançar a coluna d'água, associando-se a matéria orgânica, tornando-se passível de ser re-incorporado pela biota (LACERDA et al, 2001a; LACERDA et al, 2001b). De acordo com Nascimento e Chasin (2001) e Sackett et al. (2013a), a biota possui alta capacidade de absorver compostos de mercúrio, sejam de origem orgânica ou inorgânica, os quais se acumulam em seus tecidos, permanecendo por um longo período de tempo devido ao lento processo de metabolização. A bioacumulação do Hg causa sérios problemas a ictiofauna e aos seres humanos (Rabitto et al., 2011). Testes *in vitro* comprovam que, mesmo em baixas concentrações, o Hg possui potencial inibitório da AChE presente nos peixes que habitam ambientes dulcícolas e marinhos/estuarinos (Assis et al.,

2015; Araujo et al., 2016), assim como foi o caso das três espécies avaliadas no capítulo 2 dessa tese.

As altas concentrações observadas nos dois complexos estuarinos avaliados levam a crer que o Hg vem interferindo diretamente na saúde dos indivíduos pertencentes as espécies avaliadas, pois as três apresentaram redução significativa da atividade da AChE principalmente no período seco onde houve maior concentração do mercúrio em ambos os complexos estuarinos. A FAO (2007) afirma que os primeiros sinais e sintomas são percebidos a partir de inibições $\geq 50\%$, e o óbito, em inibições superiores a 90%. Para Assis et al. (2015), os metais pesados podem estar presentes em amostras de diferentes fontes (água, sedimento, efluentes domésticos/urbanos e industriais, dentre outros) e podem causar falsos positivos ou negativos em análises de poluentes como os pesticidas (organofosforados e carbamatos) e outros agentes anticolinesterásicos. Entretanto, a análise de inibição da AChE ocasionada por metais pesados associadas a outros métodos, como quantificação desses elementos no sedimento e na água, torna essa enzima uma importante ferramenta para o monitoramento da qualidade dos ambientes aquáticos.

Os resultados obtidos no presente trabalho indicam que o mercúrio detectado nos sedimentos em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela legislação nacional, vem alterando a fisiologia neurológica das espécies em estudo, representando um impacto ambiental, que pode, via cadeia alimentar, interferir na saúde humana, uma vez que tal metal é bioacumulado e os peixes são comumente consumidos pelas pessoas por serem fonte de proteína, sendo recursos com elevado valor comercial. Entretanto, novas pesquisas relacionadas a identificação e distribuição espaço-temporal de pesticidas (principalmente organofosforados e carbamatos), (SILVA et al., 2013; WANG et al., 2015; PHAM et al., 2017; SINGH et al., 2018; Capítulo 2 dessa tese), bem como o desenvolvimento de pesquisas voltadas ao efeito dos microplásticos associados ao mercúrio, ambos com alto poder inibitório sobre a AChE (já observado no trabalho realizado por Barboza et al. (2018) para a espécie *Dicentrarchus labrax*) devem ser efetuadas. Adicionalmente, análises de bioacumulação dos poluentes nos organismos aquáticos ao longo da cadeia alimentar, também devem ser encorajadas na área para que medidas de biorremediação sejam elaboradas. Para estes ambientes estuarinos, objeto de estudo deste trabalho, é necessário que os órgãos ambientais monitorem os efluentes industriais (incluindo as agroindústrias), domésticos e das fazendas de cultivo de peixes e camarões, além de identificar e banir os lixões clandestinos com o intuito de reduzir o lançamento de Hg e outros poluentes que ocasionam danos a saúde da biota e consequentemente a saúde humana.

5.5 Referências

- ALBENDI, G.; ARELLANO, J. M.; MANUEL-VEZ, M. P.; SARASQUETE, C.; ARUFE, M. I. Characterization and in vitro sensitivity of cholinesterases of gilthead seabream (*Sparus aurata*) to organophosphate pesticides. *Arufe Fish Physiol Biochem.* **Springer**. 2016. DOI 10.1007/s10695-016-0299-y 2016.
- ARAÚJO, C. R. M.; SANTOS, V. L. A.; GONSALVES A. A. Acetilcolinesterase - AChE: Uma Enzima de Interesse Farmacológico. **Rev. Virtual Quim.**, v. 8(6), p. 1818-1834, 2016.
- ARIAS, A. N. L.; BUSS, D. F.; ALBUQUERQUE, C.; INACIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R. BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.12(1), p. 61-72, 2007.
- ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; SANTOS, J. F.; MARCUSCHI, M.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR., L. B. Characterization of catalytic efficiency parameters of brain cholinesterases in tropical fish. **Fish Physiol. Biochem.**, v. 40 (6), p. 1659–1668, 2014.
- ASSIS, C. R. D.; CASTRO, P. F.; AMARAL, I. P. G.; CARVALHO, M. E. V. M.; CARVALHO JR, L. B.; BEZERRA, R. S. Characterization of acetylcholinesterase from the brain of the Amazonian tambaqui (*Colossoma macropomum*) and in vitro effect of organophosphorus and carbamate pesticides. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.29, p. 2243–8, 2010.
- ASSIS, C. R. D.; LINHARES, A. G.; OLIVEIRA, V. M.; FRANÇA, R. C. P.; SANTOS, J. F.; MACIEL CARVALHO, E. V. M.; BEZERRA, R. S.; CARVALHO JR., L. B. Effect of ions on the activity of brain acetylcholinesterase from tropical fish. **J. Coast. Life Med.**, v.3 (7), p. 505–514, 2015.
- BARROCAS, P. R. G.; WASSERMAN, J. C. Em *Environmental Geochemistry in the Tropics*; WASSERMAN, J. C.; SILVA-FILHO, E. V.; VILLAS-BOAS, R. C., eds.; Springer: Berlim, 1998, 57. p.
- BEZERRA, R. S.; LINS, E. J. F.; ALENCAR, R. B.; PAIVA, P. M. G.; CHAVES, M. E. C.; COELHO, L. C. B. B.; CARVALHO JR., L. B. Proteinase alcalina do intestino da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Process Biochem.** v. 40, p. 1829-1834, 2005. Doi: 10.1016 / j.procbio.2004.06.066.
- BERNTSSEN, M. H. G.; HYLLAND, K.; JULSHAMN, K.; LUNDEBYE, A. K.; WAAGB, R. Maximum limits of organic and inorganic mercury in fish feed. **Aquac Nutr**, v. 10, p. 83–97, 2004.

- CARMO, C. A.; ABESSA, D. M. S.; NETO, J. G. M. Metais em águas, sedimentos e peixes coletados no estuário de São Vicente-SP, Brasil. **O Mundo da saúde**, v. 35(1), p. 64-70, 2011.
- CHEN, C Y.; FOLT, C. L. High plankton densities reduce mercury biomagnification. **Environmental Science & Technology**, v.39(1), p.115–121. 2005.
- CHOU, C. L.; HAYA, K.; PAON, L. A.; BURRIDGE, L.; MOFFATT, J. D. Aquaculture-related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings for nearfield effects. **Mar Pollut Bull.**, v. 44, p. 1259–1268, 2002.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº Resolução nº 357/2005, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em novembro de 2017.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº Resolução nº 454/2012, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em novembro de 2017.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J. The value of the world's ecosystem services and natural capital (1997). **The Globalization and Environment Reader**. v.117, 2016.
- COGO, A. J.; SIQUEIR, A. F.; RAMOS, A. C.; CRUZ, Z. MA; SILVA, A. G. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza on line**, 2009.
- ELFES, C.T.; LONGO, C.; HALPERN, B. S.; HARDY, D.; SCARBOROUGH, C.; BEST, B.D.; PINHEIRO, T.; DUTRA, G. F. A regional-scale ocean health index for Brazil. **PLoS ONE** 9, e92589. 2014.
- GHISI, N. C.; OLIVEIRA, E. C.; MOTA, T. F. M.; VANZETTO, G. V.; ROQUE, A. A.; GODINHO, J. P.; BETTIM, F. L.; ASSIS, H. C. S.; PRIOLI, A. J. Integrated biomarker response in catfish *Hypostomus ancistroides* by multivariate analysis in the Pirapo River, southern Brazil. **Chemosphere**, v. 161, p. 69–79, 2016.
- HUGHES, R. J.; BENNETT, J. Effect of metal ions on the activity of acetylcholinesterase. **Biochem Soc Trans**, v. 13, p. 219-20, 1985.
- LACERDA, L. D.; CARVALHO, C. E. V.; REZENDE, C. E.; PFEIFFER, W. C. Mercury in sediments of the Paraíba do Sul River estuary and continental shelf. SE Brazil. **Mar.Pollut. Bull.** v.26, 1993.
- LACERDA, L. D.; SILVA, L. F. F.; MARINS, R. V.; MOUNIER, S.; PARAQUETTI, H. H. M.; BENAİM, J. **Wetlands Ecol. Management**, v.9, p.323, 2001a
- LACERDA, L. D.; PARAQUETTI, H. H. M.; MARINS, R. V.; MOUNIER, S.; BENAİM; FREVIER, D.; **J. Braz. Chem. Soc.** v. 12, p.93, 2001b

- LACERDA, L. D.; MALM, O. L. A. F. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estud. av.**, v.22 (63), p.173-190, 2008. ISSN 0103-4014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200011>
- LIU, X.; LI, D.; SONG, G. Assessment of heavy metal levels in surface sediments of estuaries and adjacent coastal areas in China. **Front. Earth Sci.** v.11 (1), p. 85–94, 2016.
- LIMA, A. C. G.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; SILVA, M. C. L.; FERREIRA, J. M. Quality monitoring and assessment of Mercury contamination on water and sediments of the Botafogo river, PE, Brazil. **Revista Ambiente e Água - Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, v. 4(2), 2009.
- LIRA, L.; MESQUITA, B.; SOUZA, M. M. C.; LEITE, C. A.; FARIAS, A. M.; GALVÃO, C. **Diagnóstico socioeconômico da pesca artesanal do litoral Pernambuco**. vol. IV. Recife (PE): Instituto Oceanário de Pernambuco da Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010.
- LIRA, L.; FONSECA, V. G. **Composição e distribuição faciológica do estuário do rio Formoso-PE**. Anais da Universidade Federal Rural de Pernambuco. v.5, p.77-104. 1980.
- MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; GONÇALVES, G. O.; DE PAIVA, E. C. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** v. 58, p.733, 1997.
- MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; MOUNIER, S. CD Rom Proc. Silver Anniversary Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Ann Arbor, USA, 2000.
- MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. CD Rom VII Congresso Brasileiro de Geoquímica da Sociedade Brasileira de Geoquímica, Porto Seguro, Brasil, 1999.
- 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. **Quim. Nova**, v. 27(5), p. 763-770, 2004.
- MEYER, U. On the fate of mercury in the Northeastern Brazilian: mangrove system, Canal de Santa Cruz, Pernambuco. **DPh (Thesis)**- Zentrum für Marine Tropenökologie University, Bremen -Germany, 1996.
- MERIGOT, B.; LUCENA FREDOU, F.; PONTES VIANA, A.; PADOVANI FERREIRA, B.; NASCIMENTO COSTA JUNIOR, E.; BESERRA DA SILVA JÚNIOR, C. B.; FREDOU, T. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multicomponent diversity approach. **Ocean & Coastal Management**, p. 1-9, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.08.004>.
- MONSERRAT, J. M.; MARTÍNEZ, P. E.; GERACITANO, L. A.; LUND, L.; MARTINS, C. M. G.; PINHO, G. L. L.; CHAVES, I. S. FERREIRA-CRAVO, MARLIZE.; LIMA, J. V.; BIANCHINI, A. Pollution biomarkers in estuarine animals: Critical review and new perspectives. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C

v.146, p. 221–234, 2007.

NANINI-COSTA, M. H.; QUINÁGLIA, G. A.; HELD, B.; PETESSE, M. L.; ESTEVES, K. E. Bioacumulação de mercúrio total em *Platanichthys platana* (REGAN, 1917), um peixe zooplantívoro invasor no complexo billings (ALTO TIETÊ, SP). *Bol. Inst. Pesca*, v. 42(3), p.674-690, 2016. Doi 10.20950/1678-2305.2016v42n3p674

NUNES, B.; BARBOSA, A.R.; ANTUNES, S. C.; GONÇALVES, F. Combination effects of anticholinesterases in acetylcholinesterase of a fish species: effects of a metallic compound, an organophosphate pesticide, and a pharmaceutical drug. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, v. 21 (9), p.6258–6262, 2014.

OLIVEIRA, V. M.; ASSIS, C. R. D.; COSTA, H. M. S.; SILVA, R. P. F.; SANTOS, J. F.; CARVALHO JR. L. B.; BEZERRA, R. S. Aluminium sulfate exposure: A set of effects on hydrolases from brain, muscle and digestive tract of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C, v. 191, p. 101–108, 2017.

OLSON, D. L.; CHRISTENSEN, G. M. Effects of water pollutants and other chemicals on fish acetylcholinesterase (*in vitro*). *Environ Res*, v.21, p. 327-35, 1980.

OOST, R. V. D.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacol.*, v. 13 (2), p. 57-149, 2003.

Rabitto, I. S.; Bastos, W. B.; Almeida, R.; Anjos, A.; Holanda, I. B. B.; Galvão, R. C. F.; Filipak Neto, F.; Menezes, M. L. Santos, C. A. M.; Ribeiro, C. A. O. Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. *Environment International*, v. 37, p. 56–65, 2011.

SILVA, K. C. C.; ASSIS, C. R. D.; OLIVEIRA, V. M.; CARVALHO JR., L. B.; BEZERRA, R. S. Kinetic and physicochemical properties of brain acetylcholinesterase from the peacock bass (*Cichla ocellaris*) and *in vitro* effect of pesticides and metal ions. *Aquat. Toxicol.*, v. 126, p. 191–197, 2013.

SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; MÉRIGOT, B. M.; FRÉDOU, F. L.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M. S.; REZENDE, S. M.; FRÉDOU, T. Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. *Coastal and Shelf Science*, p.1-8, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.030>.

SINGH, S.; TIWARI, R. K.; PANDEY, R. S. Evaluation of acute toxicity of triazophos and deltamethrin and their inhibitory effect on AChE activity in *Channa punctatus*, *Toxicology Reports*, v. 5, p. 85–89, 2018.

TOMLINSON, G.; MUTUS, B.; MC LENNAN, I. Modulation of acetylcholinesterase

activity by peripheral site ligands. **Mol Pharmacol.**, v.18, p. 33-39, 1980.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; SILVA MONTES, C.; MARTINS ROCHA, R. Fish histopathology and catalase activity as biomarkers of the environmental quality of the industrial district on the Amazon estuary, Brazil. **Acta Scientiarum.** v.35(3), p. 395-401, 2013.

VIEIRA, C. E. D.; COSTA, P. G.; CABRERA, L. C.; PRIMEL, E. G.; FILLMANN, G.; BIANCHINI, A.; MARTINEZ, C. B. R. A comparative approach using biomarkers in feral and caged Neotropical fish: Implications for biomonitoring freshwater ecosystems in agricultural areas. **Science of the Total Environment**, 2017.

WALKER, C. H. **Principles of ecotoxicology**. London: Taylor and Francis, 1996.

WANG, Y.; CHEN, C.; ZHAO, X.; WANG, Q.; QIAN, Y. Pesticide Biochemistry and Physiology Assessing joint toxicity of four organophosphate and carbamate insecticides in common carp (*Cyprinus carpio*) using acetylcholinesterase activity as an endpoint. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 122, p. 81-85, 2015.

6- Considerações finais

Os resultados do diagnóstico dos dois complexos estuarinos avaliados a partir do uso da ictiofauna com bioindicadora em conjunto com a Acetilcolinesterase presente no tecido cerebral das espécies *Centropomus undecimalis*, *Diapterus auratus* e *Diapterus rhombeus* como biomarcador de qualidade ambiental, indicaram que ambos os complexos estuarinos estão sendo afetados pelas ações antrópica.

O Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz (CECSC) apresentou uma redução em sua biodiversidade ictiofaunística quando comparado aos resultados descritos na literatura para mesma área. Essa comparação histórica não foi realizada no Complexo Estuarino do Rio Sirinhaém (CERS), fator que torna os resultados obtidos na presente tese relevantes para futuras investigações que serão realizadas nesse complexo, considerando que os impactos antrópicos são contínuos e relevantes na área. Os impactos podem estar relacionados com a pesca e com o despejo de efluentes na área. No CECSC observa-se um alto poder de captura e baixa seletividade da camboa e do mangote, principais aparelhos de pesca utilizados pelos pescadores artesanais nessa área, que capturaram juntos, durante o período amostrado, 25,4% dos indivíduos com comprimento total (CT) médio inferior ao comprimento de primeira maturidade (L_{50}). Valores próximos foram observados no CERS (18,3%). Apesar de baixo, esse percentual é extremamente preocupante pelo fato de espécies pertencentes as famílias Lutjanidae, Carangidae, Gerreidae, Mugilidae e Scianidae (de relevante importância comercial) estarem sendo capturadas em proporções variando de 40 a 100%. A captura desses indivíduos com CT médio abaixo do L_{50} associados a captura de espécies categorizadas como Dados Deficientes (DD), a ausência de informações a respeito da história de vida de várias espécies e de monitoramento da qualidade desses ambientes, podem levar a um colapso dos recursos pesqueiros, que consequentemente irão gerar um forte impacto para os pescadores que utilizam estes recursos como fonte de proteína e renda.

O uso da Acetilcolinesterase se mostrou bastante eficiente confirmando a possibilidade do uso dessa enzima, para as três espécies avaliadas, como biomarcadores de pesticidas (carbofuran- *C. undecimalis*, *D. auratus* e *D. rhombeus*; e diclorvós - *D. Rhombeus*) e metais pesados (Hg^{2+} - *D. rhombeus*; As^{3+} - *D. auratus* e *D. rhombeus* e Cu^{2+} - *D. auratus*) nos programas de biomonitoramento. Este é o primeiro trabalho na literatura que reporta as propriedades bioquímicas dessas três espécies sendo, portanto, todos os resultados desse estudo inéditos. Entretanto, se faz necessário ampliar as pesquisas voltadas a exposição *in vitro* dessa enzima a mais pesticidas, e aos metais que conseguem perdurar por mais tempo nos sedimentos.

O Hg foi o único, entre os seis metais avaliados nos sedimentos coletados em ambos os complexos estuarinos, que apresentou níveis de concentração superiores (período seco) aos

estimados pela legislação nacional. Essa situação era esperada para o CECSC, tende em vista que o histórico de contaminação desse complexo ocasionada pelos efluentes da indústria de cloro e soda caustica são bem fundamentados na literatura. Entretanto, para o CERS, surge um sinal de alerta e abre caminho para ampliação de estudos voltados a avaliação da distribuição espaço-temporal desse elemento nos sedimentos nesse complexo com o intuito de se identificar as fontes potenciais de lançamento. As baixas atividades de AChE observadas nas três espécies podem estar associadas às altas concentrações desse metal no período seco.

Do ponto de vista metodológico, o conjunto de ferramentas (bioindicador e biomarcador) foi eficiente em detectar as alterações nos ambientes de estudo e podem ser replicados para outros ambientes tropicais. Esta metodologia integrada indicou que os dois complexos estão sendo afetados pelas ações antrópicas, e que medidas emergenciais devem ser tomadas pelos órgãos públicos (saneamento básico, tratamento dos efluentes domésticos, fiscalização e monitoramento da qualidade das águas e sedimentos desses ecossistemas) e privados (tratamento dos efluentes industriais e utilização de produtos menos ofensivos a biota aquática) para que os efeitos da poluição possam ser minimizados, reduzindo assim os efeitos negativos a saúde da biota, bem como das comunidades ribeirinas que usufruem dos recursos oriundos desses complexos estuarinos.