



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

**RONALDO CÉSAR GURGEL LOURENÇO**

**ASSEMBLEIA DE PEIXES DE ESTUÁRIOS NEGATIVOS DO NORDESTE  
BRASILEIRO: ATUALIZAÇÃO TAXONÔMICA, PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS  
E ASPECTOS FUNCIONAIS**

**FORTALEZA**

**2016**

RONALDO CÉSAR GURGEL LOURENÇO

ASSEMBLEIA DE PEIXES DE ESTUÁRIOS NEGATIVOS DO NORDESTE  
BRASILEIRO: ATUALIZAÇÃO TAXONÔMICA, PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS E  
ASPECTOS FUNCIONAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

L1a LOURENÇO, RONALDO CÉSAR GURGEL.  
ASSEMBLEIA DE PEIXES DE ESTUÁRIOS NEGATIVOS DO NORDESTE BRASILEIRO :  
ATUALIZAÇÃO TAXONÔMICA, PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS E ASPECTOS FUNCIONAIS /  
RONALDO CÉSAR GURGEL LOURENÇO. – 2016.  
203 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2016.  
Orientação: Prof. Dr. JORGE IVÁN SÁNCHEZ BOTERO.

1. Ictiofauna. 2. Grupos funcionais. 3. Ecomorfologia. 4. Relação traço-ambiente. 5. Águas transitórias. I. Título.

CDD 551.46

---


RONALDO CÉSAR GURGEL LOURENÇO

ASSEMBLEIA DE PEIXES DE ESTUÁRIOS NEGATIVOS DO NORDESTE  
BRASILEIRO: ATUALIZAÇÃO TAXONÔMICA, PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS E  
ASPECTOS FUNCIONAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos.

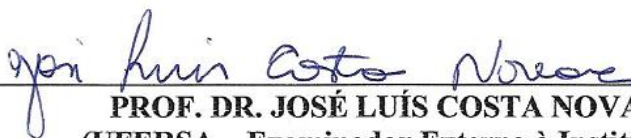
Aprovada em: 26 / 07 / 2016.

**BANCA EXAMINADORA**



---

**PROF. DR. JORGE IVÁN SÁNCHEZ BOTERO**  
(UFC – Orientador – Presidente)



---

**PROF. DR. JOSÉ LUÍS COSTA NOVAES**  
(UFERSA – Examinador Externo à Instituição)



---

**DR. JOÃO EDUARDO PEREIRA DE FREITAS**  
(UFC – Examinador Externo ao Programa)

À minha família.

Em especial, minha mãe Nildenir Gurgel.

## AGRADECIMENTOS

À minha família, principalmente minha mãe, Nildenir Gurgel, pelo amor, compreensão e apoio, não apenas durante o Mestrado, mas durante toda a minha vida.

Ao meu pai (*in memoriam*) e à minha mãe, que me incentivaram a prosseguir com o propósito de crescimento pessoal e profissional.

Ao meu orientador, Jorge Botero, pela amizade e confiança, além de sempre se mostrar disponível a ajudar no que fosse necessário para a dissertação e as demais atividades acadêmicas.

À Eliêta Ramos, pela compreensão, apoio e auxílio nos mais variados momentos.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) que de várias formas contribuíram para aquisição das informações constadas nessa dissertação, seja nas amostragens nos estuários ou em atividades no próprio LEA. São eles: Ana Cecília Costa, Bruna Rocha, Carlos Rodrigues, Eliêta Ramos, Gabriela Valentim, Leonardo Coimbra, Lucas Facundo, Lucas Martínez, Monalisa Oliveira, Paolla Braga, Paulo Victor Araújo, Thyara Costa e Wallace Souza. Até minha mãe se ofereceu para ajudar, e ajudou!

Ao colega e amigo Carlos Rodrigues por ter me auxiliado com análises estatísticas no programa R, e pela revisão do texto do capítulo 3.

Ao Eduardo Pereira de Freitas e ao Pedro Hollanda Carvalho pelo auxílio na identificação de algumas espécies.

Aos pescadores Andreimar (Choró), Biri (Pacoti) e Pedro (Curu), sem os quais não seria possível fazer o máximo que conseguimos fazer nas amostragens e no deslocamento nos estuários.

Ao amigo Pedro Henrique Vasconcelos pelas horas de estudo em sua casa durante a preparação para seleção de Mestrado.

À CAPES pelo apoio financeiro com a concessão da bolsa de estudos, auxiliando enormemente a realização deste trabalho, e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais.

E finalmente aos membros da banca da defesa de dissertação, José Luís Costa Novaes (Universidade Federal Rural do Semiárido - UFERSA) e João Eduardo Pereira de Freitas (Universidade Federal do Ceará - UFC) pelas críticas e considerações ao trabalho.

## RESUMO

Estuários abrigam grande riqueza de peixes que respondem às condições ambientais de diversas maneiras. Este estudo objetivou listar as espécies de peixes nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi (Ceará-Brasil); testar a hipótese de que as estruturas das assembleias de estuários mudam entre zonas estuarinas, períodos do ano e entre estuários; analisar os padrões morfológicos das assembleias sob a hipótese de que diferentes atributos morfológicos sugerem variadas formas de exploração dos recursos; e testar a relação traço-ambiente sob a hipótese de que mudanças na composição funcional ao longo dos estuários reflete essa relação. Nos anos de 2014 e 2015 foram realizadas coletas de peixes no canal principal dos estuários com arrasto e tarrafa. Foram obtidas as abundâncias, biomassas e a classificação das espécies de peixes por guilda de uso do ambiente estuarino, guilda trófica e posição na coluna d'água. Salinidade e tipo de substrato foram medidos. Quinze traços funcionais foram obtidos, relacionando características ecológicas quanto ao uso do habitat, locomoção e alimentação. Variações temporais, espaciais e entre estuários quanto a espécies, famílias e guildas foram plotados com escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Para verificar se as estruturas das assembleias apresentam diferenças foram realizadas análises de PERMANOVA. As espécies, famílias e guildas destacadas foram identificadas usando análise de similaridade de porcentagens (SIMPER). Uma análise de componentes principais (PCA) avaliou tendências nas variações interespecíficas na assembleia. A hipótese nula de que os padrões morfológicos das espécies são independentes dos grupos formados pelas guildas foi testada usando PERMANOVA. Com a rejeição da hipótese nula, a análise discriminante canônica (CDA) foi utilizada para avaliar as relações ecomorfológicas. Foi conduzida análise de dupla inércia RLQ para analisar a relação entre os traços funcionais das espécies e a estrutura do habitat. A significância estatística entre os traços funcionais e as variáveis de hábitat foi verificada por testes de permutação com os modelos nulos 2 e 4. A análise de Fourth-Corner detalhou os padrões da RLQ de modo a averiguar a significância de associações bivariadas. Foram coletadas nos quatro estuários 104 espécies de peixes, compreendendo 19 ordens e 45 famílias, com poucas espécies dominando em abundância ou biomassa e 96 novas ocorrências. As guildas mais representativas em número de espécies são as marinhas, seguida pela estuarina e pelas dulcícolas. O estuário do Curu apresentou diferentes abundâncias taxonômicas. Já os estuários do Choró, Curu e Pacoti apresentaram distintas abundâncias taxonômicas e funcionais entre suas zonas. Temporalmente os estuários não variaram suas composições ícticas. Os traços da assembleia

de peixes explicam, em parte, a utilização dos recursos. Os estuários apresentaram-se homogêneos quanto à distribuição dos traços funcionais dos peixes, de modo que as características ambientais não atuaram em selecionar funcionalmente a composição da assembleia. As métricas taxonômicas foram eficientes em mostrar padrões, mas as funcionais também forneceram comparações a respeito dos componentes da fauna de peixes estuarina. O presente estudo apresenta novas ocorrências de espécies de peixes para estuários e mostra padrões espaço-temporais para três estuários negativos do Nordeste brasileiro.

**Palavras-chave:** Ictiofauna. Grupos funcionais. Ecomorfologia. Relação traço-ambiente. Águas transitórias.



## ABSTRACT

Estuaries has high fish species richness that respond to environmental conditions in different ways. This study aimed to survey the ichthyofauna occurring in the Choró, Curu, Pacoti and Pirangi estuaries (Ceará-Brasil); test the hypothesis that the fish assemblages change among estuarine zones, among periods of the year and among estuaries; test the morphological patterns of fish assemblage under the hypothesis that different morphological attributes suggest different forms of resources exploitation; and test the trait-environment relationship of fish assemblage along the estuaries. In the years 2014 and 2015 fish samples were taken in the main channel of the estuaries with seine and cast net. Abundances, biomasses and classification of fish species by use the estuarine environment, trophic and position in the water column guilds were obtained. Salinity and substrate type were measured. Fifteen functional traits related to ecological characteristics as the habitat use, locomotion and diet were obtained. Temporal and spatial variations in the species, families and guilds compositions were plotted with non-metric multidimensional scaling (NMDS). To verify the fish assemblages differences were performed PERMANOVA. Species, families and guilds with emphasis on the separation of the groups were identified using percentage of similarity analysis (SIMPER). Principal component analysis (PCA) assessed trends in interspecific variation in the fish assemblage. The null hypothesis that the morphological patterns of fish species are independent of the groups formed by the guilds was tested using PERMANOVA. With the rejection of the null hypothesis, canonical discriminant analysis (CDA) evaluated the ecomorphological relations. It conducted double inertia RLQ analysis to verify the relationship among the functional traits and the habitat structure. The statistical significance among the functional traits and habitat structure was assessed by permutation tests with the null models 2 and 4. Fourth-corner analysis details the RLQ patterns to determine the significance of bivariate associations. A total of 104 fish species were collected in the four estuaries, representing 19 orders and 45 families, with few species dominating in abundance or biomass and 96 new reports. The most representative guilds in number of species were marine, followed by the estuarine and freshwater guilds. The Curu estuary presented different abundances of species. The Choró, Curu and Pacoti estuaries showed distinct taxonomic and functional abundances among their zones. The estuaries did not change the fish composition temporally. The morphology of fishes explain in part the use of resources. Estuaries were homogenous regarding the distribution of fish functional traits, so that the habitat characteristics did not act in functionally select the assemblage composition. Taxonomic

metrics were efficient in showing patterns, but the functional metrics also provided comparisons of the estuarine fish fauna components. This study presents new reports of fish species to estuaries from Ceará state and shows spatio-temporal patterns for three negative estuaries of northeastern Brazil with taxonomic and functional approaches.

**Keywords:** Ichthyofauna. Functional groups. Ecomorphology. Trait-environment relationship. Transitional waters.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi, com os pontos onde a ictiofauna foi amostrada (círculos brancos).....	37
Figura 2	– Famílias com maiores riquezas de espécies de peixes nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi.....	46
Figura 3	– Contribuição relativa (%) em número de espécies para cada guilda de uso do ambiente estuarino para os rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi.....	48
Figura 4	– Análise de agrupamento usando a similaridade de Bray-Curtis comparando a composição de espécies registradas (matriz presença/ausência) para os estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi.....	50
Figura 5	– Curva de acumulação de espécies para as amostragens padronizadas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	54
Figura 6	– Distribuição geográfica (a) da ictiofauna encontrada nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi, referentes à tabela 2 e (b) somada aos registros nos demais estuários da costa do Estado do Ceará (em %)......	55
Figura 7	– Contribuição relativa (%) em número de espécies para cada guilda de uso do ambiente estuarino referente à amplitude de distribuição geográfica das espécies.....	56
Figura 8	– Estuários dos rios Pacoti (A), Choró (B) e Curu (C) com os respectivos pontos amostrados nas zonas inferior, intermediária e superior.....	74
Figura 9	– Perfis longitudinais de salinidade, precipitações pluviométricas mensais ao longo do período do estudo e precipitações pluviométricas acumuladas 30 dias antes de cada coleta, nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	80
Figura 10	– Espécies de peixes mais representativas (> 0,5%) em abundância e biomassa nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti em conjunto.....	88
Figura 11	– Número de espécies de peixes por categorias de abundância e biomassa, por grupo de uso do ambiente estuarino e por grupo trófico, para os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti em conjunto.....	89
Figura 12	– Correlações de Spearman entre a riqueza de espécies com a distância para	90

	mar (km) nos estuários dos rios Choró (A), Curu (B) e Pacoti (C).....	
Figura 13	– Espécies de peixes mais representativas (> 1%) em abundância e biomassa para cada um dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	91
Figura 14	– NMDS comparando os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti quanto suas composições em abundâncias (ind./100m <sup>2</sup> ) de espécies (A), famílias (B) guildas de uso do ambiente estuarino (C) e guildas tróficas (D).....	92
Figura 15	– Variação das abundâncias (ind/100m <sup>2</sup> ) por estuário, de algumas das espécies que mais contribuíram para diferenças identificadas no SIMPER...	95
Figura 16	– Números absolutos e relativos (%) de espécies por grupo de uso do ambiente estuarino e grupo trófico para cada estuário dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	96
Figura 17	– NMDS comparando a composição de abundâncias de espécies e famílias entre cada mês de coleta para os estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C).....	97
Figura 18	– NMDS comparando a composição de abundâncias de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas entre cada ocasião de coleta para estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C).....	98
Figura 19	– NMDS comparando a composição (ind./100m <sup>2</sup> ) de espécies de peixes e de famílias entre zonas estuarinas para os estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C).....	103
Figura 20	– NMDS comparando a composição (ind./100m <sup>2</sup> ) de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas entre zonas estuarinas para os estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C).....	105
Figura 21	– Abundância (ind./100m <sup>2</sup> ) de algumas espécies de peixes amostradas em diferentes zonas estuarinas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	108
Figura 22	– Ocorrência de espécies de peixes para as zonas dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	109
Figura 23	– Abundância (ind./100m <sup>2</sup> ) dos grupos de uso do ambiente estuarino ao longo das zonas estuarinas avaliadas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	110

Figura 24 – Abundância (ind./100m <sup>2</sup> ) dos grupos tróficos ao longo das zonas estuarinas avaliadas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	111
Figura 25 – Estuários dos rios Pacoti (A), Choró (B) e Curu (C) com os respectivos pontos amostrados.....	127
Figura 26 – Representação esquemática das medições morfométricas lineares.....	130
Figura 27 – Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais para os traços funcionais para as 96 espécies medidas nos três estuários.....	142
Figura 28 – Diagrama da Análise Discriminante Canônica para os índices ecomorfológicos dos grupos formados pelas guildas tróficas dos peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	144
Figura 29 – Diagrama da Análise Discriminante Canônica para os índices ecomorfológicos dos grupos formados pelas posições dos peixes na coluna d'água dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	144
Figura 30 – Ordenação dos escores da RLQ das variáveis ambientais e traços funcionais das espécies de peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	147
Figura 31 – Posição média da ocorrência das espécies ao longo do ambiente estuarino...	148
Figura 32 – Correlações determinadas pela análise fourth-corner.....	149

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI).....	39
Tabela 2 – Espécies de peixes capturadas em outros estuários do Estado do Ceará ainda não registradas nos estuários dos rios Curu, Choró, Pacoti e Pirangi...	52
Tabela 3 – Contribuição em riqueza de espécies por família dos principais levantamentos de ictiofauna estuarina realizados na costa do Estado do Ceará desde a década de 1970.....	58
Tabela 4 – Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA).....	61
Tabela 5 – Disposição relativa dos tipos de substratos ao longo das zonas estuarinas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti obtida a partir da média entre os pontos amostrados em cada zona.....	79
Tabela 6 – Diferentes períodos no ano amostrados em cada ocasião de coleta e descrição de seus perfis de salinidade, mostrando os valores da boca até o ponto amostrado mais a montante, e o máximo de salinidade nesse intervalo espacial.....	81
Tabela 7 – Média e desvio padrão da salinidade e teste dos perfis de salinidade de cada ocasião de coleta por Kruskal-Wallis.....	81
Tabela 8 – Espécies de peixes coletadas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU) e Pacoti (PA) entre Novembro de 2014 e Setembro de 2015.....	83
Tabela 9 – Resultados da PERMANOVA e do SIMPER das comparações entre estuários dos dados de abundância de espécies, famílias, guildas de uso do ambiente estuarino e guildas tróficas.....	93
Tabela 10 – Resultados das PERMANOVA e dos SIMPER nas comparações temporais entre as composições de abundância de espécies, de famílias, de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas coletadas nos estuários dos rios Choró, Pacoti e Curu.....	99

Tabela 11 – Resultados das PERMANOVA e dos SIMPER das comparações entre as composições de abundância de espécies, de famílias, de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas entre zonas estuarinas nos estuários dos rios Choró, Pacoti e Curu.....	106
Tabela 12 – Descrição dos traços morfológicos funcionais e seus significados ecológicos.....	131
Tabela 13 – Espécies de peixes utilizadas nas medições dos traços funcionais com seus respectivos códigos, número de espécimes medidos, amplitude de comprimento-padrão, faixas etárias, guildas de uso do estuário, tróficas e de posição na coluna d'água.....	136
Tabela 14 – Coeficientes de correlação de Pearson obtidos entre os índices ecomorfológicos e os dois primeiros eixos da PCA, aplicados na matriz de correlação formados por 15 traços funcionais das 96 espécies de peixes analisadas.....	141

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Área de rio varrida pelo arrasto de praia; Abundante
As	Clima Tropical com verão seco
Aach	<i>Achirus achirus</i>
Aana	<i>Anableps anableps</i>
Abim	<i>Astyanax bimaculatus</i>
Abra	<i>Atherinella brasiliensis</i>
ACH	Achiridae
Aclu	<i>Anchovia clupeioides</i>
Ahep	<i>Anchoa hepsetus</i>
ALB	Albulidae
Alep	<i>Anchoviella lepidentostole</i>
Alin	<i>Achirus lineatus</i>
ANA	Anablepidae
ANT	Antennaridae
Apro	<i>Archosargus probatocephalus</i>
Arho	<i>Archosargus rhomboidalis</i>
ARI	Ariidae
A.sp	<i>Astyanax</i> sp.
Aspi	<i>Anchoa spinifer</i>
Astr	<i>Antennarius striatus</i>
ATH	Atherinopsidae
Avul	<i>Albula vulpes</i>
B	Biomassa; Bentônica
BAT	Batrachoididae
BEL	Belonidae
Boce	<i>Bothus ocellatus</i>
BOT	Bothidae
BMH	Altura da linha média do corpo
Br	Província do Brasil
BRD	Altura relativa do corpo
BSh	Clima Semiárido de baixas latitude e altitude



Bsop	<i>Bathygobius soporator</i>
Bsur	<i>Batrachoides surinamensis</i>
C	Cosmopolita
Ca	Província do Caribe
CA	Análise de Correspondência
CAR	Carangidae
Caco	<i>Cynoscion acoupa</i>
Cann	<i>Chilomycterus antennatus</i>
Care	<i>Citharichthys arenaceus</i>
Carn	<i>Cathorops arenatus</i>
Cbol	<i>Ctenogobius boleosoma</i>
CDA	Análise Discriminante Canônica
Cede	<i>Cetengraulis edentulus</i>
CEN	Centropomidae
Cfab	<i>Chaetodipterus faber</i>
CH	Choró
CHA	Characidae
CI	Índice de compressão do corpo
Clat	<i>Caranx latus</i>
CLU	Clupeidae
CP	Comprimento-padrão
Cpar	<i>Centropomus parallelus</i>
CPCI	Índice de compressão do pedúnculo caudal
CPdL	Comprimento relativo do pedúnculo caudal
CPdH	Altura relativa do pedúnculo caudal
CPdW	Largura relativa do pedúnculo caudal
CR	Criticamente ameaçada
Csma	<i>Ctenogobius smaragdus</i>
Cspi	<i>Citharichthys spilopterus</i>
Cspx	<i>Cathorops spixii</i>
CT	Circuntropical
CU	Curu
CYN	Cynoglossidae

D	Dulcícola; Distância para a margem
DAC	Dactylopteridae
DAS	Dasyatidae
Daur	<i>Diapterus auratus</i>
Dgut	<i>Dasyatis guttata</i>
DI	Índice de depressão do corpo
DIO	Diodontidae
DMAR	Distância para o mar
dp	Desvio-pradrão
Drho	<i>Diapterus rhombeus</i>
DV	Detritívoro
Dvol	<i>Dactylopterus volitans</i>
E	Estuarina
Earg	<i>Eucinostomus argenteus</i>
Ebra	<i>Eugerres brasilianus</i>
Ecro	<i>Etropus crossotus</i>
ED	Diâmetro do olho
Egul	<i>Eucinostomus gula</i>
EH	Altura do olho
Ehav	<i>Eucinostomus havana</i>
ELO	Elopidae
Elyr	<i>Evorthodus lyricus</i>
Emel	<i>Eucinostomus melanopterus</i>
ENG	Engraulidae
EP	Leste do Pacífico
EPH	Ephippidae
ERS	Tamanho relativo do olho
Esau	<i>Elops saurus</i>
FO	Dulcícola estuarino-oportunista
FS	Dulcícola-visitante
GE	Grupo funcional de uso do estuário
GER	Gerreidae
Glut	<i>Genyatremus luteus</i>

GOB	Gobiidae
Goce	<i>Gobionellus oceanicus</i>
GRA	Perfil de gradiente salino
GRL	Comprimento do maior rastro branquial
GrRL	Comprimento relativo do rastro branquial
Gsto	<i>Gobionellus stomatus</i>
GT	Grupo trófico
HAE	Haemulidae
HdL	Comprimento da cabeça
HdH	Altura da cabeça
HEM	Hemiramphidae
HIP	Perfil hipersalino
Hpar	<i>Haemulon parra</i>
Hrei	<i>Hippocampus reidi</i>
Huni	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>
HV	Herbívoro
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
KW	Valor do teste de Kruskal-Wallis
L	Comprimento do arrasto efetivamente utilizado
Lale	<i>Lutjanus alexandrei</i>
Lana	<i>Lutjanus analis</i>
Lapo	<i>Lutjanus apodus</i>
LD1	Eixo 1 da Análise Discriminante Canônica
LD2	Eixo 2 da Análise Discriminante Canônica
LEA	Laboratório de Ecologia Aquática
Lgri	<i>Lutjanus griseus</i>
Lgro	<i>Lycengraulis grossidens</i>
Ljoc	<i>Lutjanus jocu</i>
Llae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>
Lpiq	<i>Lile piquitinga</i>
LSC	Comprimento do focinho com a boca fechada
LSO	Comprimento do focinho com a boca aberta
Lsyn	<i>Lutjanus synagris</i>

LUT	Lutjanidae
M	Média
mA	Moderadamente abundante
MA	Muito abundante
Mame	<i>Menticirrhus americanus</i>
Mcos	<i>Moenkhausia costae</i>
Mcur	<i>Mugil curema</i>
Mcuv	<i>Mugil curvidens</i>
MAR	Formato da cavidade oral
Máx	Máximo
MBH	Altura máxima do corpo
MBW	Largura máxima do corpo
MD	Marinha estuarino-dependente
Meru	<i>Micrognathus erugatus</i>
Mfur	<i>Micropogonias furnieri</i>
MH	Altura da boca
Mín	Mínimo
Mliz	<i>Mugil liza</i>
MO	Marinha estuarino-oportunista
Moce	<i>Myrichthys ocellatus</i>
Mrub	<i>Mugil rubrioculus</i>
MS	Marinha-visitante
MUG	Mugilidae
MW	Largura da boca
N	Abundância; Número de indivíduos; Nectônica
NB	Nectobentônica
NMDS	Escalonamento Multidimensional não-Métrico
NT	Quase ameaçada
OGC	Ogcocephalidae
OMI	Outlying Mean Index (Índice de Marginalidade Médio)
omi	Marginalidade ou especialização de nicho
Oogl	<i>Opisthonema oglinum</i>
OP	Oportunista

Opal	<i>Oligoplites palometa</i>
OPH	Ophichthidae
Orub	<i>Orthopristis ruber</i>
Osau	<i>Oligoplites saurus</i>
OV	Onívoro
Oves	<i>Ogcocephalus vespertilio</i>
OVp	Onívoro-planctônico
pA	Pouco abundante
PA	Pacoti
PAR	Paralichthyidae
Pbra	<i>Paralichthys brasiliensis</i>
PC1	Eixo 1 da Análise de Componentes Principais
PC2	Eixo 2 da Análise de Componentes Principais
PCA	Análise de Componentes Principais
PCD	Posição na coluna d'água
Pcor	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>
PERMANOVA	Análise Multivariada de Variância com Permutação
PI	Pirangi; Índice de protrusão da boca
POE	Poeciliidae
POL	Polynemidae
Ppun	<i>Prionotus punctatus</i>
Pret	<i>Poecilia reticulata</i>
PtL	Comprimento da nadadeira peitoral
PV	Piscívoro
Pvir	<i>Polydactylus virginicus</i>
PvL	Comprimento da nadadeira pélvica
Rama	<i>Rhinosardinia amazonica</i>
REP	Posição relativa do olho
RHL	Comprimento relativo da cabeça
RHM	Altura relativa da boca
RLCP	Comprimento relativo do pedúnculo caudal
RLQ	Análise de dupla inércia com as matrizes R, L e Q
RPcFL	Comprimento relativo da nadadeira peitoral

RPIFL	Comprimento relativo da nadadeira pélvica
rtoI	Tolerância residual, para confiabilidade do nicho das espécies
RWM	Largura relativa da boca
S	Sul
SAL	Perfil salino; Salinidade
Sbar	<i>Sphyraena barracuda</i>
Sbra	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>
SCA	Scaridae
SCB	Scombridae
SCI	Sciaenidae
SCO	Scorpaenidae
SER	Serranidae
SES	Serrasalminidae
Sfoe	<i>Synodus foetens</i>
Sgre	<i>Sphoeroides greeleyi</i>
Sher	<i>Sciades herzbergii</i>
SIMPER	Análise de similaridade de porcentagens
SISBio	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
SL	Comprimento-padrão
Smar	<i>Strongylura marina</i>
Snas	<i>Stellifer naso</i>
SPA	Sparidae
Spar	<i>Sciades parkeri</i>
SPH	Sphyraenidae
Splu	<i>Scorpaena plumieri</i>
spp	Espécies
Srad	<i>Sparisoma radians</i>
Srho	<i>Serrasalmus rhombeus</i>
Sspe	<i>Sphoeroides spengleri</i>
SSWA	Sul do Sudoeste Atlântico
Stes	<i>Sphoeroides testudineus</i>
Stim	<i>Strongylura timucu</i>
Stss	<i>Symphurus tessellatus</i>

Svom	<i>Selene vomer</i>
SWA	Sul do Oeste Atlântico
SYG	Syngnathidae
SYN	Synodontidae
TA	Trans-Atlântico
TET	Tetraodontidae
Tfal	<i>Trachinotus falcatus</i>
tol	Tolerância (largura de nicho)
Tnat	<i>Thalassophryne nattereri</i>
Tpau	<i>Trinectes paulistanus</i>
TRI	Triglidae
UFC	Universidade Federal do Ceará
Ulef	<i>Ulaema lefroyi</i>
vs	Versus
VU	Vulnerável
W	Oeste
WA	Oeste-Atlântico
ZB	Zoobentívoro
ZP	Zooplanctívoro

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\pi$	Valor de pi (3,14)
$\alpha$	Alfa: nível de significância estatística
%	Porcentagem
$P$	Probabilidade
$R^2$	Coefficiente de determinação
$r$	Coefficiente de correlação; raio da circunferência
$F$	Valor da razão- $F$ de Fisher
$n!$	$n$ fatorial



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>26</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>28</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>28</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>28</b>
	<b>CAPÍTULO 1 – ICTIOFAUNA ESTUARINA DO ESTADO DO CEARÁ (BRASIL): ATUALIZAÇÃO TAXONÔMICA E NOVOS REGISTROS....</b>	<b>29</b>
	<b>RESUMO.....</b>	<b>29</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>30</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>33</b>
<b>2.1</b>	<b>Área do estudo.....</b>	<b>33</b>
<b>2.2</b>	<b>Amostragem e compilação de dados.....</b>	<b>34</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>38</b>
<b>3.1</b>	<b>Lista taxonômica das espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi.....</b>	<b>38</b>
<b>3.2</b>	<b>Inconsistências taxonômicas e de distribuição geográfica.....</b>	<b>48</b>
<b>3.3</b>	<b>Comparando a composição de espécies de peixes entre os estuários.....</b>	<b>49</b>
<b>3.4</b>	<b>Distribuição das espécies de peixes por categoria geográfica.....</b>	<b>54</b>
<b>3.5</b>	<b>Comparando a composição da ictiofauna em nível local.....</b>	<b>56</b>
<b>3.6</b>	<b>Comparando a composição da ictiofauna em nível regional (Nordeste do Brasil).....</b>	<b>60</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>68</b>
	<b>CAPÍTULO 2 – PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA ICTIOFAUNA EM TRÊS ESTUÁRIOS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL.....</b>	<b>69</b>
	<b>RESUMO.....</b>	<b>69</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>70</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>73</b>
<b>2.1</b>	<b>Área do estudo.....</b>	<b>73</b>
<b>2.2</b>	<b>Amostragem.....</b>	<b>75</b>
<b>2.3</b>	<b>Compilação e análise dos dados.....</b>	<b>76</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>79</b>
<b>3.1</b>	<b>Características abióticas.....</b>	<b>79</b>

3.2	Características da ictiofauna.....	82
3.3	Diferenças entre os estuários.....	90
3.4	Distribuição temporal da ictiofauna.....	96
3.5	Distribuição espacial da ictiofauna.....	102
4	<b>DISCUSSÃO</b> .....	112
5	<b>CONCLUSÕES</b> .....	122
	<b>CAPÍTULO 3 – ECOMORFOLOGIA E RELAÇÃO TRAÇO-AMBIENTE DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE ESTUÁRIOS NEGATIVOS DO NORDESTE BRASILEIRO</b> .....	123
	<b>RESUMO</b> .....	123
1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	124
2	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	126
2.1	Área de estudo.....	125
2.2	Obtenção das variáveis ambientais, amostragem de peixes e compilação de grupos funcionais.....	128
2.3	Obtenção dos dados morfométricos.....	129
2.4	Padrões ecomorfológicos.....	132
2.5	Relação traço-ambiente.....	133
3	<b>RESULTADOS</b> .....	136
3.1	Padrões ecomorfológicos.....	139
3.2	Relação traço-ambiente.....	145
4	<b>DISCUSSÃO</b> .....	150
4.1	Padrões ecomorfológicos.....	150
4.2	Relação traço-ambiente.....	155
5	<b>CONCLUSÕES</b> .....	159
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	160
	<b>APÊNDICE A – Número e tamanho dos indivíduos das espécies coletadas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti</b> .....	184
	<b>APÊNDICE B – Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais indicando os vetores dos traços funcionais para as 96 espécies medidas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti</b> .....	187
	<b>APÊNDICE C – Diagrama da Análise Discriminante Canônica para os índices ecomorfológicos dos grupos formados pelas guildas tróficas dos</b>	188

peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....	
<b>APÊNDICE D – Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais para as 96 espécies medidas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti, indicando os grupos tróficos dos peixes.....</b>	<b>189</b>
<b>APÊNDICE E – Ordenação dos escores da RLQ das variáveis ambientais (incluindo areia) e traços funcionais das espécies de peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....</b>	<b>190</b>
<b>APÊNDICE F – Posição média da ocorrência das espécies ao longo do ambiente estuarino para o eixo 2 da RLQ.....</b>	<b>191</b>
<b>APÊNDICE G – Posição média da ocorrência das espécies para os diferentes morfotipos capturados nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.....</b>	<b>192</b>
<b>APÊNDICE H – Parâmetros de nicho para as espécies de peixes dos estuários: grau de especialização de nicho ou marginalidade (omi), índice de tolerância ou largura de nicho (tol) e tolerância residual (rtol).....</b>	<b>200</b>
<b>APÊNDICE I – Análise fourth-corner com as cinco variáveis ambientais e sem argila.....</b>	<b>203</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Estuários são considerados ecossistemas altamente produtivos que ocorrem nas linhas costeiras de todo o mundo (DAY Jr. *et al.*, 2013). Esses ecossistemas providenciam o sustento de grande biodiversidade e recursos genéticos; alimentação, reprodução, abrigo e berçário para inúmeras espécies aquáticas e terrestres, incluindo espécies de importância comercial; regulam processos de ciclagem de nutrientes; filtram e assimilam poluentes; e capturam dióxido de carbono, esses dois últimos através de seus manguezais adjacentes (DAY Jr. *et al.*, 2013). Marés inundam os estuários diariamente, sendo que muitas espécies de peixes usam os manguezais quando migram nas marés altas e retornam ao canal principal nas marés baixas (REIS-FILHO *et al.*, 2016).

A costa do Brasil compreendendo a região entre os estados do Piauí a Bahia, entre a foz do rio Parnaíba e a cidade de Salvador, apresenta um perfil regular, com plataforma continental relativamente estreita variando de 70 km ao norte e 10 km a sul, e com uma barreira de recifes margeando a costa entre as cidades de Natal e Aracaju. Além disso, compreende uma região onde a salinidade (36-37) e a temperatura do mar (26 a 28°C) variam pouco (CASTRO-FILHO; MIRANDA, 1998). Nesse intervalo de costa há os únicos estuários negativos brasileiros, os quais são influenciados pelo clima semiárido, e localizados entre os Estados do Ceará e Pernambuco (MAIA *et al.*, 2006). Estuários negativos são típicos de regiões onde o clima promove um déficit hídrico nas bacias hidrográficas, tornando o fluxo do rio muito fraco, havendo invasão da água oceânica continente adentro, podendo acontecer um gradiente salino invertido, ou seja, crescente à montante (POTTER *et al.*, 2010).

Muitos fatores prejudicam a qualidade ambiental dos estuários como alastramento de zonas urbanas, de agriculturas e desenvolvimento industrial, outras formas de poluição, e sobrepesca (SANTANA *et al.*, 2015). Antes de propor medidas de conservação e proteção ambientais é necessário conhecer bem os compartimentos dos ecossistemas a fim de manejar e mitigar possíveis impactos provenientes das mais variadas atividades humanas.

A costa nordeste brasileira tem sido reconhecida como uma área geográfica que requer inventários biológicos e estudos ecológicos para permitir uma apropriada e sustentável conservação e manejo dos seus recursos naturais (BRASIL, 2002). Quanto a sua fauna de peixes, apesar de consideráveis pesquisas nas últimas décadas a respeito de peixes nos estuários cearenses como levantamentos de espécies, conhecimentos populares e efeitos ecotoxicológicos (ZEE, 2005; BASÍLIO *et al.*, 2008; 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; BASÍLIO; GARCEZ, 2014; COSTA; LACERDA, 2014; PIMENTEL *et al.*, 2016), essas informações

ainda são pontuais, compreendendo organismos isolados ou a não avaliação de aspectos ecológicos em nível de assembleia. Assim, muitos estudos de índoles ecológicas são necessários para providenciar a elaboração de planos de manejo para peixes nesses estuários. Desta forma, características ecológicas da ictiofauna fornecidas neste estudo deverão ser úteis para grupos de pesquisa, fiscalização, conservação e manejo que atuem em regiões estuarinas e ecossistemas anexos.

A fim de ampliar os conhecimentos da ictiofauna dos estuários do litoral cearense, o presente estudo levantou dados de listas de espécies publicadas desde a década de 1960 concomitante a amostragens *in situ* em quatro estuários, com registro de novas ocorrências, classificação das espécies por distribuição geográfica associado às guildas de uso do estuário e compilação de todas as espécies até então registradas para o Estado do Ceará.

A classificação de grupos funcionais abordada neste estudo procurou avaliar aspectos relacionados ao uso do ambiente pelas espécies de peixes. Esta abordagem forneceu informações sobre o uso desses locais por diferentes grupos taxonômicos e funcionais de peixes, com potencial de comparação entre estuários de diferentes áreas geográficas. Na avaliação da distribuição espacial e temporal da assembleia de peixes com abordagens taxonômicas e funcionais, foram registrados padrões de abundância entre estuários, entre zonas estuarinas e ao longo do ano. O presente estudo também investigou padrões morfológicos perante o uso de recursos e a relação entre traços funcionais e o ambiente físico dos estuários ao longo do gradiente jusante-montante. Foram obtidos vários padrões de uso dos recursos a partir de inferência na morfologia, como também segregações morfológicas de várias espécies que compartilham recursos.

De forma inédita, este estudo apresenta uma nova abordagem de aspectos funcionais para a ictiofauna destes ambientes, levando em consideração o total de espécies da assembleia. Desse modo, este estudo pode trazer ferramentas para prever a distribuição dos peixes em estuários negativos e uma base de informações para futuras comparações.

Portanto, prevemos que o amplo número de espécies de peixes coletadas e adequadamente preservadas no Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal do Ceará, assim como as informações abióticas obtidas, poderão fazer parte de novas pesquisas com este grupo faunístico e seus processos, nos ecossistemas estuarinos do Nordeste brasileiro.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a riqueza de espécies, padrões espaciais e temporais, características ecomorfológicas e a relação traço-ambiente da ictiofauna de quatro estuários negativos da costa Nordeste do Brasil.

### **2.2 Objetivos específicos**

Compilar e atualizar a ocorrência das espécies de peixes dos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi localizados na região Nordeste do Brasil a partir de amostragens in situ e registros da literatura.

Caracterizar a abundância e a biomassa da ictiofauna dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.

Avaliar as estruturas das assembleias de peixes entre estuários ao longo do ano e entre as zonas inferior, intermediária e superior dos estuários, utilizando abordagens taxonômicas e funcionais.

Descrever os padrões ecomorfológicos das assembleias de peixes avaliando os efeitos das guildas de uso do estuário, guildas tróficas e guildas de ocupação da coluna d'água sobre a morfologia.

Relacionar os traços funcionais morfológicos com o gradiente longitudinal de salinidade, substrato e distância para o mar em três estuários.

## **CAPÍTULO 1 – ICTIOFAUNA ESTUARINA DO ESTADO DO CEARÁ (BRASIL): ATUALIZAÇÃO TAXONÔMICA E NOVOS REGISTROS**

### **RESUMO**

Estudos de composição de espécies formam a base para um adequado monitoramento e programas de conservação. Assim, o objetivo do presente estudo foi listar as espécies de peixes ocorrentes nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi no Estado do Ceará, incorporando informações da literatura, obtendo assim atualização taxonômica e novas ocorrências para inferir a riqueza a nível regional. Para tal, entre os meses de Março de 2014 e Setembro de 2015 coletas de peixes foram realizadas compreendendo intervalos bimestrais, utilizando peneira, redes de espera, tarrafas e arrastos de praia. As coletas de peixes foram realizadas em períodos de marés baixas de quadratura de vazante e enchente, em horários diurnos nas margens e no canal principal dos estuários. No total das amostragens foram coletadas 104 espécies de peixes, compreendendo 19 ordens e 45 famílias. No entanto, a riqueza taxonômica foi superior quando somados os registros publicados em levantamentos pretéritos. Assim, ao todo, foi registrado até o presente levantamento nesses quatro estuários 156 espécies de peixes, distribuídas em 20 ordens e 58 famílias. No total, 53 novas ocorrências de espécies de peixes foram acrescentadas à região avaliada, sendo 14 espécies de origem marinha registradas pela primeira vez em estuários da costa cearense. Onze espécies registradas nesse estudo estão atualmente ameaçadas de extinção. Cerca de 20 espécies são importantes comercialmente para a pesca artesanal e 45 são utilizadas no comércio de espécies ornamentais, sendo 14 dessas proibidas. As guildas mais representativas em número de espécies são as marinhas (visitantes, oportunistas e dependentes), seguida pela guilda estuarina e pelas guildas representantes de água doce. A maioria das espécies registrada nesse estudo possui distribuição no Atlântico Oeste, seguido em menor riqueza por espécies restritas as Províncias do Brasil e do Caribe. Desse modo, o presente estudo traz novas ocorrências de espécies de peixes para quatro estuários negativos do Estado do Ceará e preenche lacunas de informação sobre a composição da ictiofauna nessa região costeira do Brasil.

## 1 INTRODUÇÃO

Com a recente definição de Potter *et al.* (2010) juntamente com a definição de outros autores (ELLIOTT; McLUSKY, 2002), estuários são identificados como cursos d'água costeiros semifechados livres para o oceano, estendendo-se à montante do rio até o limite de influência das marés, e em seu interior a água do mar é diluída pela água doce continental, logo, enquanto sua salinidade é tipicamente menor que a do mar e varia ao longo do seu comprimento, pode tornar-se hipersalino em regiões onde há alta taxa de evaporação, quando a água doce torna-se desprezível. Essa definição incorporou as variantes desse ecossistema onde pode haver inversões no gradiente salino, são os estuários negativos, os quais são comuns em regiões de clima semiárido, o caso de boa parte da região costeira do Nordeste do Brasil, na qual estão inseridos os estuários avaliados nesse estudo. Esses ambientes são utilizados pelo mais variados táxons como zonas de alimentação, berçário e crescimento (DAY JR. *et al.*, 2013; VIANA *et al.*, 2010).

Muitos fatores prejudicam a qualidade ambiental dos estuários por meio do desmatamento ou poluição como alastramento de zonas urbanas, de agriculturas e desenvolvimento industrial, assim como sobrepesca e possíveis mudanças pelo barramento de seus rios (SANTANA *et al.*, 2015; MAZUMDER *et al.*, 2016; YOON *et al.*, 2016). Particularmente para os estuários brasileiros muitos desses impactos ocorrem e são cada vez mais frequentes e crescentes. Diversas pressões antrópicas resultam das atividades instaladas como desmatamento do manguezal, pesca predatória, queimadas, aterro, acúmulo de lixo, construção de barragens, carnicultura, agricultura, extração mineral, drenagem urbana, esgotos domésticos, matadouros públicos, desenvolvimento industrial, turismo e lazer. Tudo isso resultando, além dos impactos diretos, no lançamento de contaminantes como metais, pesticidas, patógenos, nutrientes, surfactantes e resíduos farmacêuticos (GORAYEB *et al.*, 2005a; GORAYEB *et al.*, 2005b; MEIRELES *et al.*, 2007; LACERDA *et al.*, 2014; SANTANA *et al.*, 2015; FERREIRA; LACERDA, 2016). Esses eventos vêm alterando as dinâmicas físicas e químicas naturais desses ambientes, com consequências na sua biota e promovendo uma composição de fauna de acordo com as condições impostas (DAI *et al.*, 2011; MAZUMDER *et al.*, 2016). Estudos sobre a composição da ictiofauna estuarina formam, assim, a base para um monitoramento e conservação desses ecossistemas.

Levantamentos de ictiofauna realizados em estuários da região do Nordeste brasileiro que compreende as costas entre os Estados do Piauí e parte da Bahia, até a cidade de Salvador, de acordo com diferentes condicionantes físicas, climáticas e geomorfológicas



(CASTRO-FILHO; MIRANDA, 1998), registraram 197 espécies de peixes (ANDRADE-TUBINO *et al.*, 2008). Assim, estudos sobre a composição de peixes realizados entre as décadas de 1960 e 1990 nos principais estuários do Estado do Ceará estão desatualizados (ALVES; SOARES-FILHO 1996; ARAÚJO *et al.*, 2000a), principalmente por mudanças na composição e nomenclatura taxonômica. Apesar de inventários mais recentes da ictiofauna estuarina cearense estarem disponíveis (BASÍLIO *et al.*, 2008, BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b), os mesmos apresentam conjuntos de espécies não homogêneos entre si, devido os diferentes métodos empregados nas amostragens. Além disso, vários ambientes estuarinos dessa região ainda são pouco pesquisados, limitando o conhecimento científico sobre a fauna de peixes da costa Nordeste do Brasil com informações difusas e lacunas geográficas.

O primeiro estudo publicado a respeito da flora e fauna estuarinos do Ceará foi na década de 1960 com Menezes e Menezes (1968) no estuário do rio Cocó, em Fortaleza, com pelo menos 23 espécies de peixes, além de espécies não identificadas inseridas em oito famílias. Oliveira (1976) fez o primeiro levantamento no maior estuário do Estado, rio Jaguaribe, anotando 86 espécies de peixes. Apenas 20 anos depois foi publicado outro levantamento, no mesmo estuário (ALVES; SOARES-FILHO, 1996), com registro de 85 espécies, e acrescentando aspectos bioecológicos. Araújo *et al.* (2000a) compilaram os estudos até então realizados com documentos acadêmicos não publicados reunindo a ictiofauna dos estuários dos rios Cocó, Jaguaribe e Pacoti, reunindo o registro de mais de 100 espécies de peixes. Em 2005 foi feito o Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE, 2005b), trazendo um levantamento mais abrangente da fauna de peixes ao visitar todos os estuários do Estado, porém, os registros foram baseados predominantemente por meio de entrevistas a pescadores artesanais com exposição de fotografias de espécies. Os últimos estudos de lista de espécies realizado em estuários cearenses foram publicados por Basílio *et al.* (2008; 2009), trazendo novidades ao amostrar a fauna de peixes do rio Curu. Por fim, Osório *et al.* (2011), por meio de observações subaquáticas contribuiu com estudo da ictiofauna associada à raízes de mangue no estuário do rio Pacoti.

A fim de ampliar os conhecimentos da ictiofauna dos estuários do litoral cearense, classificações atuais das guildas foram abordadas procurando entender a origem e o papel das espécies nos estuários. A abordagem funcional propõe excelente opção para obter um quadro mais holístico da estrutura das comunidades biológicas (FRANCO *et al.*, 2008). Conhecer os traços funcionais das assembleias de peixes é um ótimo caminho para entender sua função ecológica no ambiente, além de uma ferramenta que simplifica a estrutura e a dinâmica de

ecossistemas, facilitando a compreensão de fatores complexos (BLABER, 2000; BLONDEL, 2003). Aspectos funcionais enfatizam a importância desses ambientes como rotas de migração, alimentação e abrigo para inúmeras espécies (FRANCO *et al.*, 2008). Da mesma forma, a classificação por distribuição geográfica das espécies fornece informações sobre o potencial de uso destes ambientes por diferentes grupos taxonômicos e funcionais no mundo. Ela oferece uma oportunidade para comparar e contrastar estuários de diferentes áreas geográficas (ELLIOTT *et al.*, 2007).

O presente estudo procura preencher parte dessa lacuna ao apresentar a composição da ictiofauna em quatro estuários localizados na região Nordeste do Brasil, obtida a partir de amostragens *in situ* e registros da literatura para esses ecossistemas. Desse modo, foi atualizada a lista de espécies de peixes para os estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi e discutida a riqueza de espécies para os estuários do Ceará.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área do estudo

O clima que caracteriza a região de estudo compreendida entre as coordenadas 3°24'20"S 39°03'52"W (oeste) e 4°22'44"S 37°51'10"W (leste da costa do Estado do Ceará), segundo classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2014), é a zona tropical com verão seco do tipo "As" (valores médios entre 1000 e 1300 mm anuais), com deficiência hídrica moderada a baixa. A Zona de Convergência Intertropical é responsável pelo estabelecimento da quadra chuvosa em fevereiro, a qual atinge sua posição máxima no Hemisfério Sul, começando seu retorno ao Hemisfério Norte em maio, quando o período chuvoso entra em declínio (ZANELLA, 2005). Os estuários da costa cearense avaliados neste estudo (FIGURA 1) configuram regimes hídricos negativos, mostrando escassa contribuição de água doce de drenagem continental em grande parte do ano (período seco: junho a janeiro), produzindo maior concentração salina das águas estuarinas em relação ao oceano Atlântico adjacente (*sensu* POTTER *et al.* 2010). Segundo Molisani *et al.* (2006), as vazões fluviais resultantes são, em grande parte, determinada pelos reservatórios ao longo de suas bacias hidrográficas.

O estuário do rio Choró está situado entre os municípios de Cascavel e Beberibe, a 72 km de Fortaleza, litoral leste do estado do Ceará. O rio Choró nasce no município de mesmo nome, e no seu percurso abastece os reservatórios Pompeu Sobrinho (~7 km<sup>2</sup>) e Pacajus (~31 km<sup>2</sup>), sua bacia hidrográfica possui 250 km<sup>2</sup>. O estuário formado por este rio é do tipo barra, com dunas móveis e fixas em formação, e uma vazão de 9 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco. O rio Curu se estende por 195 km, drenando mais de 15 municípios cearenses e possui uma área de bacia hidrográfica de 1891 km<sup>2</sup>. Sua nascente está localizada na Serra do Machado e em seu percurso estão inseridos quatro reservatórios, dentre eles o General Sampaio. O estuário do rio Curu situa-se na divisa entre os municípios de Paracuru e Paraipaba, a 85 km de Fortaleza. É um estuário do tipo barra e possui vazão de 21 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco. O rio Pacoti nasce na vertente oriental da Serra de Baturité, no município de Pacoti. Percorre 112 km até sua foz, na divisão municipal entre Fortaleza e Aquiraz. Sua bacia hidrográfica drena uma área de 1283,63 km<sup>2</sup> com um perímetro total de 345,5 km. Em seu percurso abastece os reservatórios Acarape do Meio e Pacoti e seu estuário é do tipo planície de inundação com vazão de 19 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco. A bacia do rio Pirangi compreende 3791 km<sup>2</sup> de área e o estuário está localizado a 110 km de Fortaleza, entre os municípios de Beberibe e Fortim, no litoral leste do Ceará. Seu estuário é

do tipo barra e é caracterizado pela presença de vasas, recobertas por uma vegetação paludosa marítima de mangues. Possui vazão de 15 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e menos de 1 m<sup>3</sup>/s no período seco (MOLISANI *et al.*, 2006; ZEE, 2005a).

## 2.2 Amostragem e compilação de dados

Entre seis e oito campanhas para coleta de peixes foram realizadas em cada estuário compreendendo intervalos bimestrais (Choró: 08/2014 a 08/2015; Curu: 04/2014, 11/2014 a 08/2015; Pacoti: 03/2014, 12/2014 a 09/2015; Pirangi: 02/2015 a 12/2015). As capturas de peixes foram padronizadas com rede de arrasto de praia de 25 m de comprimento e 2 m de altura de 12 mm de malha (3 arrastos por ponto), e tarrafa de 3 m de altura (10 m<sup>2</sup> de área total) com 25 mm de malha (20 a 30 minutos por ponto). Os arrastos foram realizados em profundidades entre 0,3 m e 1,5 m, dependendo do ponto e da maré. A amostragem com tarrafas foi realizada em áreas com maior amplitude de profundidade (entre 1,0 m e 3,5 m). Coletas não padronizadas em habitats específicos dos estuários (raízes de mangue, enseadas, poças anexas e canal principal) foram realizadas com peneira (0,2 m<sup>2</sup>, de 1 mm de malha), tarrafas menores e redes de espera de malhas variadas (30 a 70 mm entre nós opostos), além de abordagens a pescadores locais no exercício da pesca, para obtenção de espécies ainda não coletadas.

No estuário do rio Choró foram amostrados peixes em 11 pontos, no Curu em 10 pontos, no Pacoti em 12 pontos, e no estuário do rio Pirangi em quatro pontos (FIGURA 1). Os pontos amostrados procuraram abranger a composição da ictiofauna longitudinalmente nos estuários, da boca até 3 a 6 km a montante dependendo do estuário (exceto para o Pirangi, que teve como pontos mais a jusante e a montante, distando 4,6 km e 10 km, respectivamente). Esses estuários compreenderam cerca de 180 km da costa cearense, distância dos estuários mais extremos dos rios Curu e Pirangi. Todas as coletas foram realizadas em maré vazante (2.0 a 0.0) e maré enchente (0.0 a 2.0), compreendendo sempre maré baixa, em horários diurnos (07:00 h a 17:00 h), e foram autorizadas pelo ICMBio/SISBio (Licença nº43014-3).

Os peixes coletados foram condicionados em sacos plásticos em isopor com gelo e posteriormente fixados em formol 10% ao final das atividades em campo. Após 48h eram preservados em álcool 70% no Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UFC. As espécies foram identificadas segundo Araújo *et al.* (2004), Carpenter (2002a), Carpenter (2002b), Fischer *et al.* (2011), Garcia Jr. *et al.* (2010), Marceniuk (2005a), Marceniuk *et al.* (2012), Menezes *et al.* (2015) e Moura e Lindeman (2007). Listas de espécies de peixes publicadas

para os estuários avaliados foram utilizadas para complementar os registros taxonômicos. Esses trabalhos compreenderam amostragens *in situ* e/ou entrevistas com pescadores artesanais locais (BASÍLIO *et al.*, 2008, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Foi tomado o devido cuidado quanto à identificação das espécies registradas na literatura consultada já que alguns trabalhos foram baseados em entrevistas a pescadores artesanais locais com apresentação de fotografias dos peixes (ZEE, 2005b; e, em parte, BASÍLIO *et al.*, 2009), método onde é possível a identificação errônea devido grande semelhança entre alguns táxons. Discutimos possíveis erros da literatura consultada em nível de distribuição das espécies (ESCHMEYER *et al.*, 2016; FROESE; PAULY, 2016) e aceitamos seu registro a partir dessa lógica e/ou captura do táxon *in situ* ou pela literatura em pelo menos um dos estuários.

A partir de dados binários (presença/ausência) de ocorrência das espécies, em cada coleta, foi produzida uma curva de acumulação de espécies a fim de verificar a necessidade de amostragens adicionais. Para tal, o estuário do rio Pirangi foi excluído devido o menor número de pontos, o que enviesaria o gráfico. Com dados binários provindos da ocorrência das espécies, para cada estuário, foi realizada uma análise de agrupamento utilizando a similaridade de Bray-Curtis a fim de comparar a composição amostrada. Essas análises foram feitas no programa R (R Core Team, 2015).

As espécies foram classificadas pela guilda de uso do ambiente estuarino, segundo Potter *et al.* (2015), em marinha-visitantes (MS), marinhas estuarino-oportunistas (MO), marinhas estuarino-dependentes (MD), estuarinas (E), dulcícolas estuarino-oportunistas (FO) e dulcícola-visitantes (FS). A guilda das espécies estuarinas compreendeu a junção de quatro outras guildas perante incertezas quanto à classificação a fundo dessas espécies (unicamente estuarinas, estuarina e marinha, estuarina e dulcícola e estuarina-migrantes, de acordo com POTTER *et al.*, 2015). As espécies foram classificadas nessas categorias a partir de Andrade-Tubino *et al.* (2008), Hoeinghaus *et al.* (2011), Paiva *et al.* (2009), Passos *et al.* (2013), Pichler *et al.* (2015), Reis-Filho *et al.* (2010a), Solari *et al.* (2015), Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999) e Vilar *et al.* (2011). Quando houve divergências na literatura, levou-se em consideração a guilda mais citada e a localização geográfica do estudo já que uma determinada espécie pode pertencer a guildas diferentes dependendo da região em que se encontra. Estudos específicos também foram consultados para obter informações relevantes para a classificação (ADAMS *et al.*, 2009; ASCHENBRENNER *et al.*, 2016; AYLESWORTH *et al.*, 2015; BASÍLIO *et al.*, 2008; CARVALHO-NETA; CASTRO, 2008; CAVALCANTE, 2014; CORRÊA; VIANNA, 2015; COSTA *et al.*, 2012; COSTA *et al.*,

2015a, 2015b; DANTAS *et al.*, 2010; ELLIFF *et al.*, 2013; FÁVARO *et al.*, 2009; FROESE; PAULY, 2016; GOMES *et al.*, 2014; HERBST; HANAZAKI, 2014; KOENIG *et al.*, 2007; MAI; ROSA, 2009; MAI; VIEIRA, 2013; MAI *et al.*, 2014; McBRIDE *et al.*, 2001; MOURA *et al.*, 2011; OLIVEIRA; FÁVARO, 2010, 2011; PORCARO *et al.*, 2014; SÁNCHEZ-GIL *et al.*, 2008; SANTOS *et al.*, 2015; SILVA-FALCÃO, 2012; SILVA-FALCÃO *et al.*, 2013; SILVANO *et al.*, 2006; YOKOTA; LESSA, 2006; XAVIER *et al.*, 2012; WINNER *et al.*, 2010). Além disso, para a classificação em guildas também foi levada em consideração a abundância, a distribuição espacial e a composição em tamanho de cada espécie capturada nos estuários amostrados.

A distribuição dessas guildas em relação à distribuição geográfica das espécies foi analisada a fim de obter padrões espaciais. A distribuição das espécies quanto às suas afinidades zoogeográficas foram verificadas no Catalog of Fishes e no FishBase (ESCHMEYER *et al.*, 2016; FROESE; PAULY, 2016) e inseridas em categorias adaptadas baseadas em Floeter *et al.* (2008), Luiz Junior *et al.* (2008) e Froese e Pauly (2016) como: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola continental.

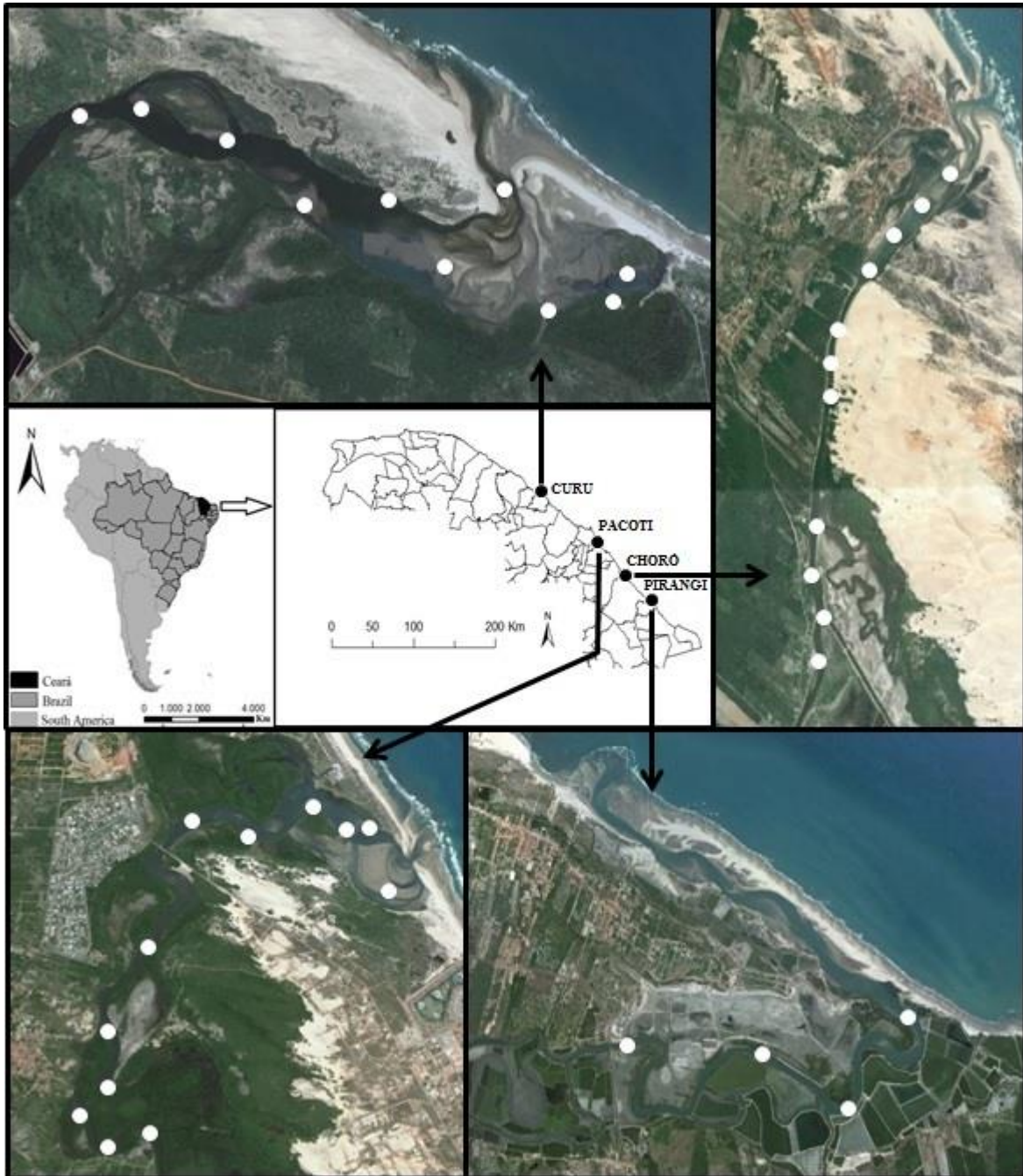


Figura 1 – Estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi, com os pontos onde a ictiofauna foi amostrada (círculos brancos).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Lista taxonômica das espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi

Nas amostragens realizadas nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi foi coletado um total de 17056 indivíduos, compreendendo 104 espécies de peixes, 19 ordens, 45 famílias e 75 gêneros. No entanto, a riqueza taxonômica faz-se superior quando reunindo dados publicados de outros levantamentos nesses mesmos estuários. Assim, ao todo, tem-se registrado até o presente levantamento nesses quatro estuários 156 espécies de peixes, distribuídas em 20 ordens, 58 famílias e 106 gêneros (TABELA 1). Um total de 150 espécies (96,1%) pertence à Actinopterygii e seis (3,9%) são Elasmobranchii. A Ordem Perciformes (76 spp) dominou em número de espécies, seguido por Clupeiformes (15), Pleuronectiformes (12) e Tetraodontiformes (7). As famílias mais ricas em espécies foram Carangidae (12 spp), Sciaenidae (10), Gerreidae (9), Engraulidae (7), Gobiidae (7), Lutjanidae (7) e Haemulidae (6) (TABELA 1, FIGURA 2). Esse padrão de riqueza taxonômica é corroborado, em parte, com levantamento literário feito por Andrade-Tubino *et al.* (2008) referente a região Nordeste onde as famílias com maior número de espécies foram Sciaenidae, Gerreidae, Gobiidae e Haemulidae.

Ao todo 96 novos registros foram constatados, perfazendo um total de 53 espécies. Dessas, 14 espécies de origem marinha foram registradas pela primeira vez dentro de estuários da costa cearense (*Anableps anableps*, *Anchoviella lepidentostole*, *Bothus ocellatus*, *Cathorops arenatus*, *Chilomycterus antennatus*, *Citharichthys arenaceus*, *Dactylopterus volitans*, *Lile piquitinga*, *Micrognathus erugatus*, *Mugil rubrioculus*, *Orthopristis ruber*, *Prionotus punctatus*, *Sparisoma radians* e *Sphoeroides spengleri*). Araújo *et al.* (2000) compilaram levantamentos de peixes dos estuários dos rios Cocó, Pacoti e Jaguaribe das décadas de 1970 e 1980, porém, não discriminaram a ocorrência das espécies por estuário. No entanto, nenhuma espécie registrada por esses autores compromete os novos registros aqui indicados para o estuário do rio Pacoti, exceto, possivelmente, *Ulaema lefroyi*. O presente levantamento mostra, em relação à ictiofauna, o quanto os estuários do Ceará ainda precisam de maior número de estudos, pois mesmo com levantamentos desde a década de 1960, fica evidente a partir dos registros atuais que a composição de espécies de peixes ainda não está completamente lucidada.



Tabela 1 – (continua) Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI). X: espécies capturas nas amostragens entre Março/2014 e Setembro/2015; NR: novo registro para o estuário; Ø: espécies registradas em outros levantamentos nesses mesmos estuários (BASÍLIO *et al.*, 2008; BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = Sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola. Guildas estuarinas: MS = marinha-visitante, MO = marinha estuarino-oportunista, MD = marinha estuarino-dependente, E = estuarina, FO = dulcícola estuarino-oportunista, FS = dulcícola-visitante. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.* 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015).

TÁXON	Distribuição	Guilda	CH	CU	PA	PI
<b>CARCHARHINIFORMES</b>						
<b>Carcharhinidae</b>						
<i>Carcharhinus limbatus</i> (Müller & Henle, 1839)	C	MO		Ø		
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey, 1861)*	Ca+SWA	MO		Ø		
<b>MYLIOBATIFORMES</b>						
<b>Dasyatidae</b>						
<i>Dasyatis guttata</i> (Bloch & Schneider, 1801)*	Ca+Br	MD	X	Ø	X	Ø
<i>Dasyatis marianae</i> Gomes, Rosa & Gadig, 2000*	Br	MO		Ø		
<b>Gymnuridae</b>						
<i>Gymnura micrura</i> (Bloch & Schneider, 1801)	TA	MO		Ø		
<b>Myliobatidae</b>						
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)*	C	MO		Ø		
<b>ELOPIFORMES</b>						
<b>Elopidae</b>						
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	WA	MD	X	Ø	X	Ø
<b>Megalopidae</b>						
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847*	TA	MO	Ø	Ø	Ø	Ø
<b>ALBULIFORMES</b>						
<b>Albulidae</b>						
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MO	Ø	X	Ø	Ø
<b>ANGUILLIFORMES</b>						
<b>Ophichthidae</b>						
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)*	Ca+Br	MO	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>	
<i>Myrophis punctatus</i> Lütken, 1852	WA	MD			Ø	
<b>CLUPEIFORMES</b>						
<b>Pristigasteridae</b>						
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	Ca+Br	MS	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)	Ca+SWA	MS				X <sup>NR</sup>
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	Ca+Br	MS				X <sup>NR</sup>
<b>Engraulidae</b>						
<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MO	X	Ø	Ø	Ø
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	Ca+Br+EP	MO	X	X	Ø	Ø
<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)*	SWA	MO		Ø		
<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	Ca+Br	MD	X	X	X	X
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)*	Br	MO	X <sup>NR</sup>			

Tabela 1 – (continuação) Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI). X: espécies capturas nas amostragens entre Março/2014 e Setembro/2015; NR: novo registro para o estuário; Ø: espécies registradas em outros levantamentos nesses mesmos estuários (BASÍLIO *et al.*, 2008; BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = Sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola. Guildas estuarinas: MS = marinha-visitante, MO = marinha estuarino-oportunista, MD = marinha estuarino-dependente, E = estuarina, FO = dulcícola estuarino-oportunista, FS = dulcícola-visitante. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.* 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015).

<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	Ca+Br	MO	X	X	Ø	X
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)*	Br+SWA	E	X	X	X	X
<b>Clupeidae</b>						
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	WA	MS		Ø		
<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)*	Br	MD	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)*	WA	MO	X	Ø	X	Ø
<i>Rhinocardinia amazonica</i> (Steindachner, 1879)	Br	E	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	Ø	X <sup>NR</sup>
<i>Rhinocardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879)	Br	E			Ø	
CHARACIFORMES						
<b>Anostomidae</b>						
<i>Schizodon fasciatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	D	FS	Ø		Ø	
<b>Characidae</b>						
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	D	FS		X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	
<i>Astyanax</i> sp.	D	FS	X <sup>NR</sup>			
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	D	FS	X <sup>NR</sup>		X <sup>NR</sup>	
<b>Serrasalminidae</b>						
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	D	FS	X <sup>NR</sup>			
<b>Erythrinidae</b>						
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	D	FS	Ø	Ø	Ø	Ø
SIRULIFORMES						
<b>Auchenipteridae</b>						
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	D	FS		Ø		
<b>Ariidae</b>						
<i>Cathorops arenatus</i> (Valenciennes, 1840)	Br	MD	X <sup>NR</sup>			
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)*	Ca+Br	E	X	X	X	X
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	Ca+Br	E	X <sup>NR</sup>	X	X	X <sup>NR</sup>
<i>Sciades parkeri</i> (Traill, 1832)	Br	E	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	
AULOPIFORMES						
<b>Synodontidae</b>						
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)*	WA	MS	X <sup>NR</sup>	Ø	X	Ø
BATRACHOIDIFORMES						
<b>Batrachoididae</b>						
<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Scheneider, 1801)	Ca+Br	E	X	X	Ø	X
<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876*	Ca+Br	MD	Ø	Ø	X	Ø
LOPHIIFORMES						
<b>Antennariidae</b>						

Tabela 1 – (continuação) Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI). X: espécies capturas nas amostragens entre Março/2014 e Setembro/2015; NR: novo registro para o estuário; Ø: espécies registradas em outros levantamentos nesses mesmos estuários (BASÍLIO *et al.*, 2008; BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = Sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola. Guildas estuarinas: MS = marinha-visitante, MO = marinha estuarino-oportunista, MD = marinha estuarino-dependente, E = estuarina, FO = dulcícola estuarino-oportunista, FS = dulcícola-visitante. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.* 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015).

<i>Antennarius striatus</i> (Shaw, 1794)*	C	MS	X	Ø	Ø	Ø
<b>Ogcocephalidae</b>						
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)*	Ca+SWA	MS	X	Ø	Ø	Ø
<b>MUGILIFORMES</b>						
<b>Mugilidae</b>						
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836*	TA+EP	MD	X	X	X	X
<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	Ca+Br	MD	X	X	X	X
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	WA	MD	X	Ø	Ø	X
<i>Mugil rubrioculus</i> Harrison, Nirchio, Oliveira, Ron & Gavéria, 2007	Ca+Br	MD	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<b>ATHERINIFORMES</b>						
<b>Atherinopsidae</b>						
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)*	Ca+Br	E	X	X	X	X
<b>BELONIFORMES</b>						
<b>Hemiramphidae</b>						
<i>Hemiramphus balao</i> Lesueur, 1821	TA	MO	Ø			Ø
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)*	WA+EP	MO	X	X	X	X <sup>NR</sup>
<b>Belonidae</b>						
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	WA	MD	X <sup>NR</sup>	X	X	X
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)*	WA	MD	X	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>						
<b>Anablepidae</b>						
<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	Ca+Br	MS		X <sup>NR</sup>		
<b>Poeciliidae</b>						
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	D	FS				X <sup>NR</sup>
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	D	FO		X <sup>NR</sup>		
<b>SYNGNATHIFORMES</b>						
<b>Syngnathidae</b>						
<i>Hippocampus reidi</i> Ginsburg, 1933*	WA	E	X	X	X	Ø
<i>Micrognathus erugatus</i> Herald & Dawson, 1974*	Br	MO		X <sup>NR</sup>		
<i>Microphis brachyurus</i> (Bleeker, 1853)	CT	MO				Ø
<i>Syngnathus pelagicus</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MO	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>		Ø
<b>SCORPAENIFORMES</b>						
<b>Dactylopteridae</b>						
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)*	TA	MS				X <sup>NR</sup>
<b>Scorpaenidae</b>						

Tabela 1 – (continuação) Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI). X: espécies capturas nas amostragens entre Março/2014 e Setembro/2015; NR: novo registro para o estuário; Ø: espécies registradas em outros levantamentos nesses mesmos estuários (BASÍLIO *et al.*, 2008; BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = Sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola. Guildas estuarinas: MS = marinha-visitante, MO = marinha estuarino-oportunista, MD = marinha estuarino-dependente, E = estuarina, FO = dulcícola estuarino-oportunista, FS = dulcícola-visitante. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.* 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015).

<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789*	WA	MO	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<b>Triglidae</b>						
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)*	Ca+SWA	MS	X <sup>NR</sup>		X <sup>NR</sup>	
<b>PERCIFORMES</b>						
<b>Centropomidae</b>						
<i>Centropomus ensiferus</i> Poey, 1860	Ca+Br	MD	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	WA	MD	X	X	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	Ca+Br	MD		Ø		
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	WA	MD	Ø	Ø	X	Ø
<b>Serranidae</b>						
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)*	WA	MO	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)*	WA	MO	Ø	Ø	Ø	
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)*	WA	MO	X	Ø	Ø	Ø
<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967*	Ca+Br	MO	Ø	Ø	Ø	Ø
<b>Echeneidae</b>						
<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758*	CT	MS	Ø	Ø		
<b>Carangidae</b>						
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)*	TA	MO	Ø			
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)*	TA	MS	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831*	TA	MD	X	X	X	X
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)*	TA	MS	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)*	Ca+Br	MD	X	X	X	X
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)*	Ca+SWA	MD	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)*	WA	MD	X	X	X	X
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)*	WA	MS			Ø	
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)*	WA	MO	X	X	X	X
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)*	WA	MS		Ø		
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)*	WA	MO	X	X	X	Ø
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann, 1896*	WA	MS	Ø	Ø	Ø	Ø
<b>Lutjanidae</b>						
<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007*	Br	MD	X <sup>NR</sup>	X	X	X <sup>NR</sup>
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)*	WA	MD	X	X	X	X
<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)*	Ca+Br	MD	X	X	X	X
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)*	Ca+Br	MD			Ø	
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)*	WA	MD	X	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)*	TA	MD	X	Ø	Ø	Ø

Tabela 1 – (continuação) Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI). X: espécies capturas nas amostragens entre Março/2014 e Setembro/2015; NR: novo registro para o estuário; Ø: espécies registradas em outros levantamentos nesses mesmos estuários (BASÍLIO *et al.*, 2008; BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = Sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola. Guildas estuarinas: MS = marinha-visitante, MO = marinha estuarino-oportunista, MD = marinha estuarino-dependente, E = estuarina, FO = dulcícola estuarino-oportunista, FS = dulcícola-visitante. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.* 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015).

<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)*	WA	MO	Ø	Ø	X	Ø
<b>Lobotidae</b>						
<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	CT	MS	Ø	Ø	Ø	Ø
<b>Gerreidae</b>						
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842*	WA	MD	X	X	X	X
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)*	Ca+Br	MD	X	X	X	X <sup>NR</sup>
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855*	WA+EP	MD	X <sup>NR</sup>	X	X	X <sup>NR</sup>
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)*	WA	MO	X <sup>NR</sup>	X	X	X <sup>NR</sup>
<i>Eucinostomus havana</i> (Nichols, 1912)	Ca+Br	MO	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	TA	MD	X	X	X	X
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)*	WA	MD	X	X	X	X
<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	Ca+Br	MO	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)*	Ca+Br	MO	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<b>Haemulidae</b>						
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)*	WA	MS	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MS	Ø			
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)*	Ca+Br	MS	X	Ø		X
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)*	Ca+Br	MS	X	X	Ø	
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)*	Ca+SWA	MS			X <sup>NR</sup>	
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)*	Ca+SWA	MO	X	X	X	X
<b>Sparidae</b>						
<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)*	WA	MS	Ø	X	Ø	Ø
<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)*	WA	MO	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>	
<b>Polynemidae</b>						
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MO			X	
<b>Sciaenidae</b>						
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	Ca+Br	MO	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	Ca+SWA	MD	Ø	Ø	X	Ø
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	Ca+Br	MD	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	Br	MD	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	Ca+Br	MD				Ø
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MO	X	Ø	Ø	Ø
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)*	WA	MO	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Ca+SWA	MD	X	X	X	Ø
<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	Ca+Br	MD			X	
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	Br+SSWA	MD			Ø	

Tabela 1 – (continuação) Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI). X: espécies capturas nas amostragens entre Março/2014 e Setembro/2015; NR: novo registro para o estuário; Ø: espécies registradas em outros levantamentos nesses mesmos estuários (BASÍLIO *et al.*, 2008; BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = Sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola. Guildas estuarinas: MS = marinha-visitante, MO = marinha estuarino-oportunista, MD = marinha estuarino-dependente, E = estuarina, FO = dulcícola estuarino-oportunista, FS = dulcícola-visitante. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.* 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015).

<b>Cichlidae</b>						
<i>Cichla ocellaris</i> (Bloch & Schneider, 1801)	D	FS	Ø			
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	D	FO	Ø	Ø		X <sup>NR</sup>
<b>Scaridae</b>						
<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)*	Ca+Br	MO	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>	
<b>Eleotridae</b>						
<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	WA	E	Ø	Ø	Ø	Ø
<b>Gobiidae</b>						
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)*	TA	E	X <sup>NR</sup>	X	X	X
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)*	WA	MD	X <sup>NR</sup>	X	X	
<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	WA	MD	Ø	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>
<i>Evorthodus lyricus</i> (Girard, 1858)	Ca+Br	MD			X	
<i>Gobioides broussonnetii</i> (Lacepède, 1800)	WA	MD	Ø		Ø	Ø
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	WA	E	X	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>
<i>Gobionellus stomatus</i> Starks, 1913	Br	E	X	X	X	
<b>Ephippidae</b>						
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)*	WA	MD	X	X	X	X
<b>Acanthuridae</b>						
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855*	WA	MS		Ø	Ø	Ø
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)*	WA	MS			Ø	
<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801*	WA	MS		Ø	Ø	Ø
<b>Sphyraenidae</b>						
<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)*	CT	MD	Ø	X <sup>NR</sup>	X	
<b>Trichiuridae</b>						
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	CT	MS	Ø		Ø	
<b>Scombridae</b>						
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978*	Ca+Br	MS	X	Ø	Ø	
<b>Stromateidae</b>						
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MS	Ø		Ø	
<b>PLEURONECTIFORMES</b>						
<b>Paralichthyidae</b>						
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900*	WA	MD	X <sup>NR</sup>		X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862*	WA	E	X	X	X	X
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882*	WA+EP	MD	Ø	Ø	X	Ø
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)*	SWA	MD	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>		X <sup>NR</sup>

Tabela 1 – (conclusão) Espécies de peixes registradas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU), Pacoti (PA) e Pirangi (PI). X: espécies capturas nas amostragens entre Março/2014 e Setembro/2015; NR: novo registro para o estuário; Ø: espécies registradas em outros levantamentos nesses mesmos estuários (BASÍLIO *et al.*, 2008; BASÍLIO *et al.*, 2009; OSÓRIO *et al.*, 2011; ZEE, 2005b). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = Sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), SSWA = Sul do Sudoeste Atlântico (do Sudeste do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = leste do Pacífico, D = Dulcícola. Guildas estuarinas: MS = marinha-visitante, MO = marinha estuarino-oportunista, MD = marinha estuarino-dependente, E = estuarina, FO = dulcícola estuarino-oportunista, FS = dulcícola-visitante. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.* 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015).

<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842*	WA	MO		Ø		
<b>Bothidae</b>						
<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)*	WA	MS	X <sup>NR</sup>			
<b>Achiridae</b>						
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MD	X <sup>NR</sup>	X	X	X <sup>NR</sup>
<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	WA	MD		Ø	Ø	X
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	WA	MD	X	X	X	X <sup>NR</sup>
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	Ca+Br	MD	X <sup>NR</sup>	X	X	X
<b>Cynoglossidae</b>						
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Ca+Br	MD			Ø	
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Ca+SWA	MD	X <sup>NR</sup>	Ø	X <sup>NR</sup>	
<b>TETRAODONTIFORMES</b>						
<b>Tetraodontidae</b>						
<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Ca+Br	MS	Ø	Ø	Ø	Ø
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	TA	MS	X	Ø	Ø	Ø
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900*	Ca+Br	E	X <sup>NR</sup>	X	X <sup>NR</sup>	X <sup>NR</sup>
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)*	TA	MO	X <sup>NR</sup>			X <sup>NR</sup>
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)*	WA	E	X	X	X	X
<b>Diodontidae</b>						
<i>Chilomycterus antennatus</i> (Cuvier, 1816)*	TA	MS	X <sup>NR</sup>			
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)*	SWA	MS	Ø	Ø	Ø	
NOVOS REGISTROS POR ESTUÁRIO			34	18	18	26
TOTAL DE NOVOS REGISTROS					96	
TOTAL DE ESPÉCIES CONSIDERADAS NOVOS REGISTROS					53	
TOTAL DE ESPÉCIES CONSIDERADAS NOVOS REGISTROS PARA ESTUÁRIOS NO CEARÁ					14	
TOTAL DE ESPÉCIES COLETADAS (2014-2015)			81	63	71	53
TOTAL DE ESPÉCIES ADICIONADAS DA LITERATURA			40	56	54	46
ESPÉCIES EXCLUSIVAS POR ESTUÁRIO			9	13	15	3
TOTAL DE ESPÉCIES EXCLUSIVAS					40	
TOTAL DE ESPÉCIES POR ESTUÁRIO			121	119	125	99
TOTAL DE ESPÉCIES					156	

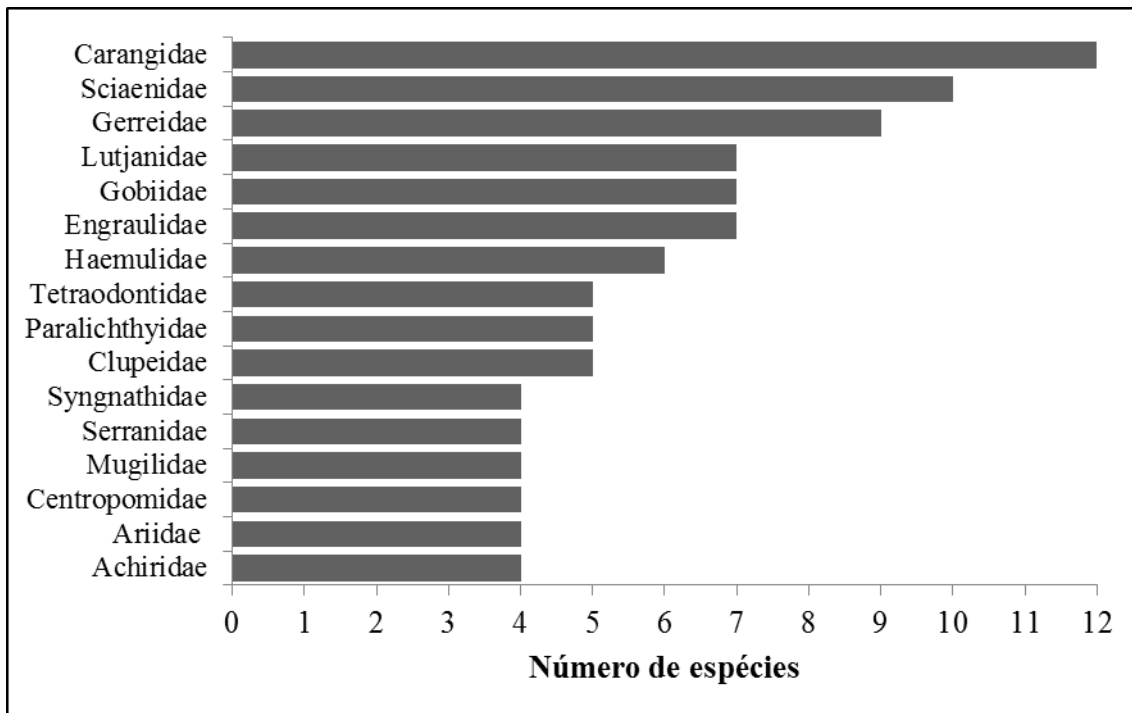


Figura 2 – Famílias com maiores riquezas de espécies de peixes nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi.

Dentre o total de espécies registradas, sete estão na lista oficial do Ministério do Meio Ambiente (atualmente suspensa) como ameaçadas de extinção com status “crítico” ou “vulnerável” (BRASIL, 2014): *Epinephelus itajara* (CR), *Hippocampus reidi* (VU), *Lutjanus cyanopterus* (VU), *Megalops atlanticus* (VU), *Micrognathus erugatus* (CR), *Mycteroperca bonaci* (VU) e *Sciades parkeri* (VU). Para a lista da IUCN há nove espécies com status de “quase ameaçada”, “vulnerável” ou “crítico”, são elas: *Aetobatus narinari* (NT), *Albula vulpes* (NT), *Carcharhinus limbatus* (NT), *E. itajara* (CR), *M. atlanticus* (VU), *M. bonaci* (NT), *Lutjanus analis* (VU), *L. cyanopterus* (VU) e *S. parkeri* (VU). No total, 11 espécies estão ameaçadas de extinção reunindo as duas listas, o que perfaz 7,6% das 145 espécies de peixes marinhas registradas.

Segundo Basílio e Garcez (2014), as espécies mais consumidas e visadas pelos pescadores artesanais no estuário do rio Curu, também registradas no presente estudo, são *Cathorops spixii* (bagre-amarelo), *Centropomus* spp. (camurim), *Cynoscion* spp. (pescadas), *Diapterus* spp. (carapebas), *Eucinostomus* spp. (carapicus), *Eugerres brasiliensis* (carapeba-de-listra), *Gerres cinereus* (carapicu), *Mugil* spp. (tainhas, saúnas) e *Sciades herzbergii* (bagre-branco), o que perfaz cerca de 20 espécies (13,8% das espécies marinhas). Do total de espécies registrado nos quatro estuários, 46 (31,7% das marinhas) são comercializadas como ornamentais, sendo 32 espécies legalmente permitidas, segundo BRASIL (2008), e 14



proibidas para tal finalidade (GURJÃO, 2016): *Aetobatus narinari*, *Dasyatis guttata*, *Dasyatis marianae*, *Caranx latus*, *Epinephelus itajara*, *Lutjanus analis*, *L. jocu*, *L. synagris*, *Micrognathus erugatus*, *Micropogonias furnieri*, *Mugil curema*, *Mycteroperca bonaci*, *Prionotus punctatus* e *Syngnathus pelagicus*.

As guildas marinhas (visitantes, oportunistas e dependentes) foram as mais ricas em espécie, seguida pela estuarina e pelas guildas dulcícolas (FIGURA 3). Esse padrão é semelhante para todos os estudos citados de Nordeste a Sul do Brasil, com pequenas diferenças entre as guildas MS, MO e MD em abundância geral (PAIVA *et al.*, 2009; PASSOS *et al.*, 2013; REIS-FILHO *et al.*, 2010a; VASCONCELOS-FILHO; OLIVEIRA, 1999; VILAR *et al.*, 2011). Isso mostra a relevância dos estuários na manutenção de populações de vários peixes marinhos que usam o ambiente para crescimento e desenvolvimento. Já para espécies das guildas de água doce FO e FS foi observado um déficit local esperado (7,1%) em relação região Norte devido maior aporte hídrico continental dessa, com 63% de espécies dulcícolas (MOURÃO *et al.*, 2014).

Apenas 16 (10,3%) espécies são consideradas estuarinas, ou seja, capazes de completar todo ou quase todo o ciclo de vida dentro do estuário (POTTER *et al.*, 2015): *Atherinella brasiliensis*, *Bathygobius soporator*, *Batrachoides surinamensis*, *Cathorops spixii*, *Citharichthys spilopterus*, *Dormitator maculatus*, *Gobionellus oceanicus*, *G. stomatus*, *Hippocampus reidi*, *Lycengraulis grossidens*, *Rhinosardinia amazonica*, *R. bahiensis*, *Sciades herzbergii*, *S. parkeri*, *Sphoeroides greeleyi* e *S. testudineus*. Essas espécies foram classificadas como estuarinas a partir de estudos realizados na região Nordeste e/ou pelas grandes abundâncias e captura de representantes dos mais variados tamanhos. Porcentagens semelhantes de espécies estuarinas são observadas para levantamentos nas regiões Norte e Nordeste (Pará: MOURÃO *et al.*, 2014, com 16,4%; Maranhão: CARVALHO-NETA *et al.*, 2011, 10,5%; Pernambuco: PAIVA *et al.*, 2009, 14% e VASCONCELOS-FILHO; OLIVEIRA, 1999, 16,6%). No entanto, é possível observar um acréscimo no número de espécies estuarinas nas assembleias no sentido sul do continente: Bahia (REIS-FILHO *et al.*, 2010a, com 35%), São Paulo (BARBANTI *et al.*, 2013, 14,1%), Paraná (PASSOS *et al.*, 2013, 25%; PICHLER *et al.*, 2015, 32%), Santa Catarina (VILAR *et al.*, 2011, 23%), Rio Grande do Sul (HOEINGHAUS *et al.*, 2011, 32%) e costa da Argentina (SOLARI *et al.*, 2015, 27%).

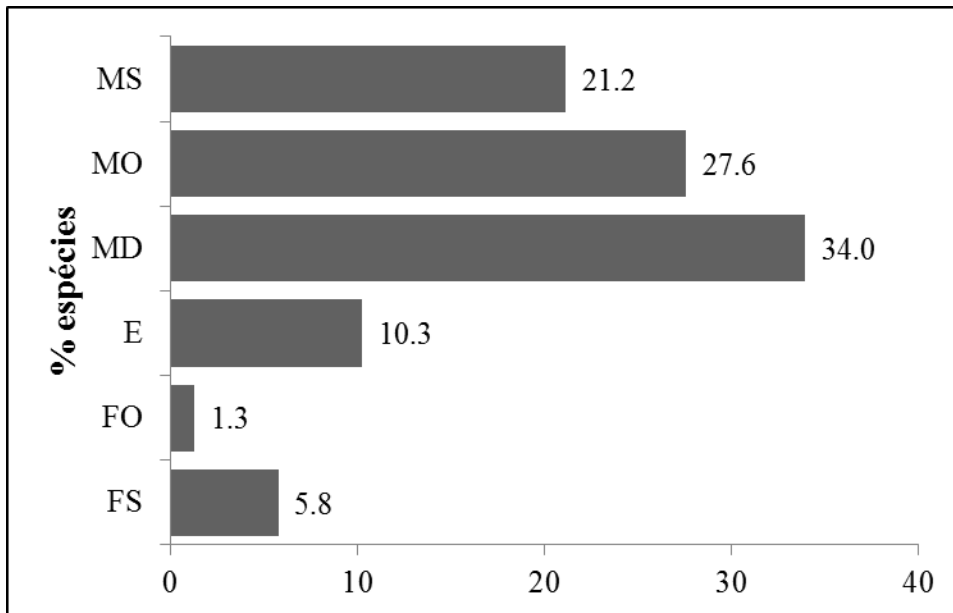


Figura 3 – Contribuição relativa (%) em número de espécies para cada guilda de uso do ambiente estuarino para os rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi. Guildas: MS = marinha-visitantes, MO = marinhas estuarino-oportunistas, MD = marinhas estuarino-dependentes, E = estuarinas, FO = dulcícolas estuarino-oportunistas, FS = dulcícola-visitantes.

### 3.2 Inconsistências taxonômicas e de distribuição geográfica

Algumas espécies de peixes registradas na literatura foram excluídas da possibilidade de existência na região de estudo e outras foram substituídas por táxons de nomenclatura atualizada ou sinônimas. Por exemplo, Menezes *et al.* (2015) revisaram o gênero *Mugil* do Atlântico Oeste das Américas Central e do Sul, e concluíram que todos os indivíduos de *Mugil trichodon* Poey, 1875 até então coletados ao sul da foz do rio Amazonas pertencem a espécie *M. curvidens*. Logo, todos os registros até então daquela espécie (BASÍLIO *et al.*, 2009; ZEE, 2005b) foram substituídos para *M. curvidens*, a qual confere sua identificação para tais estuários. Por outro lado, segundo Menezes *et al.* (2015), *Mugil incilis* Hancock, 1830 possui distribuição da Venezuela ao Brasil (até o Maranhão), estando sempre associada à água doce. Desse modo, podemos inferir que *M. incilis* registrados no estudo da ZEE (2005b) e por Basílio *et al.* (2009) trata-se possivelmente de uma identificação errônea. Uma limitação para a ocorrência dessa espécie para os estuários avaliados é o fato da escassa quantidade de água doce nesses sistemas, limitando sua distribuição. Porém, não podemos descartar sua ocorrência em décadas pretéritas, antes dos barramentos dos rios e quando o fluxo de água doce, mesmo que em épocas restritas do ano, possuía maior vazão. Basílio *et al.* (2009) também registraram *Mugil platanus* para o Curu, porém, atualmente, essa espécie é sinônimo de *M. liza*, a qual também foi registrada pelos mesmos autores e nas amostragens

mais recentes.

Basílio *et al.* (2009) capturaram a espécie *Anchoa tricolor* (Spix & Agassiz, 1829) no estuário do rio Curu. Apesar de sua baixa probabilidade de ocorrência na costa do Ceará (FROESE; PAULY, 2016) onde configura seu limite de distribuição natural (até a costa da Argentina), o táxon foi mantido na lista para a região. Outra espécie registrada por esses autores e por ZEE (2005b) foi *Lycengraulis batesii* (Günther, 1868), a qual ocorre em águas costeiras e interiores das bacias dos rios Amazonas e Orinoco. Assim, essa espécie foi, a critério, excluída por ter sido registrada apenas por meio de entrevistas com pranchas fotográficas e por grande semelhança com seu congênere *L. grossidens*, o que pode configurar um erro de registro, como discutido por Basílio *et al.* (2009). Outra espécie registrada pelo ZEE (2005b) foi *Genidens barbatus* (Lacepède, 1803). No entanto, esse bagre possui distribuição para o Sudeste e Sul do Brasil até a Argentina (FROESE; PAULY, 2016; MARCENIUK, 2005b) e, assim, possivelmente foi confundida com bagres locais (*Sciades* spp.) por pescadores artesanais quando da apresentação de fotografias durante entrevistas.

A ocorrência de *Lutjanus cyanopterus* (Cuvier, 1828) para o estuário do rio Pacoti foi baseada em estudo feito por Osório *et al.* (2011) por meio de observações subaquáticas. Essa técnica pode levar a possíveis erros de identificação, no qual não é possível distinguir claramente espécies muito semelhantes, como é o caso de *L. alexandrei*, também observado por esses autores e coletado nas amostragens mais recentes nesse mesmo estuário. No entanto, a distribuição natural de *L. cyanopterus* (Atlântico Oeste, Bermuda a costa de São Paulo, e mais recentemente ampliada até Santa Catarina, Brasil) dá possibilidade de ocorrência da mesma na região, o que levou a manter seu registro (SANCHES *et al.*, 2012).

### 3.3 Comparando a composição de espécies de peixes entre os estuários

O estuário do rio Pirangi se diferenciou dos demais estuários (FIGURA 4) provavelmente pelo menor esforço de coleta empregado, com apenas quatro pontos, sendo a parte inferior do estuário não amostrada. De fato, segundo ELLIOTT *et al.* (2007) e POTTER *et al.* (2015), a zona inferior de um estuário geralmente possui maior riqueza de espécies, pois a guilda dos marinho-visitantes é mais comum nessa zona, havendo, assim, maior probabilidade de ocorrerem mais espécies em amostragens. Por outro lado, a maioria das guildas que habitam no ambiente estuarino utiliza a zona inferior, mesmo que apenas como ponte para zonas a montante, como pode ser o caso de peixes estuarino-oportunistas e estuarino-dependentes (POTTER *et al.*, 2015). Os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti

apresentaram praticamente o mesmo número de espécies exclusivas, porém o Curu se destacou, mesmo com menor riqueza de espécies, pela ocorrência de todos os elasmobrânquios registrados, o que pode ser devido ao grande esforço de coleta com redes de espera por pescadores artesanais, incluindo períodos de maré alta, empregado por Basílio *et al.* (2008), diferente do utilizado no presente estudo, o qual deu ênfase ao uso de arrastos de praia e tarrafas de menor malha, e em marés baixas (FIGURA 4).

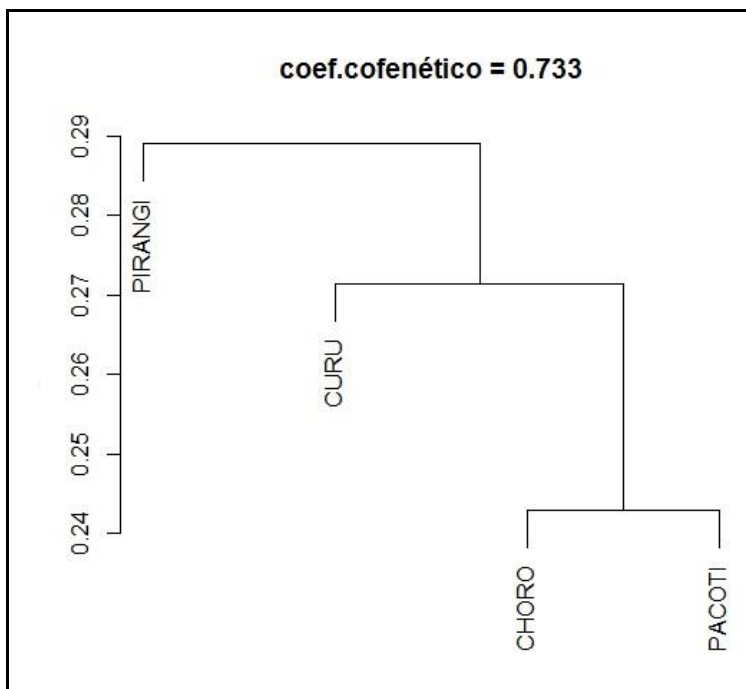


Figura 4 – Análise de agrupamento usando a similaridade de Sorensen comparando a composição de espécies registradas (matriz presença/ausência) para os estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi.

Apesar das lacunas na composição e riqueza da ictiofauna, espera-se que exista um padrão geral de ocorrência das espécies marinhas em todos os estuários amostrados ou da costa cearense, devido à ampla distribuição natural, porém apresentando diferenças em abundâncias (SHEAVES, 2016; e Capítulo 2). O total de 40 espécies registradas como exclusivas por estuário faz parte, predominantemente, das guildas que utilizam o ambiente estuarino apenas de modo temporário (MS= 11, MO= 13, MD= 9, FS= 5, FO= 1, E= 1). Segundo Potter *et al.* (2015), os peixes dulcícola-visitantes e marinho-visitantes entram esporadicamente no estuário e em baixos números, ficando restritos à montante ou à foz dependendo de sua origem continental ou marinha. Os mesmos autores mencionam que os estuarino-oportunistas são aquelas espécies que utilizam águas costeiras como berçários, e os estuarino-dependentes são aqueles peixes que utilizam o estuário para berçário e crescimento dos juvenis, mas passam o restante do ciclo de vida em águas costeiras externas ao estuário, e

que com a perda do ambiente estuarino suas populações seriam deplecionadas. Isso poderia explicar a situação de serem exclusivas. Além disso, evidências indiretas do padrão geral de ocorrência foram encontradas durante as amostragens. Por exemplo, *Myrophis punctatus* (“muriongo”, registrado na literatura para o estuário do rio Pacoti) foi relatado de sua presença no Curu por pescador artesanal durante as coletas mais recentes, enquanto *Polycadactylus virginicus* (“barbudo”, coletado no Pacoti) e *Acanthurus bahianus* (“lanceta”, registrado na literatura para Curu, Pacoti e Pirangi) foram relatados por um pescador artesanal no Choró no período entre as campanhas de coleta (Pescadores locais, comunicação pessoal). Além disso, *Elops saurus* (“ubarana”, coletado no Choró e no Pacoti) não foi capturado no Curu, e *Chloroscombrus crysurus* (“palombeta”, registrado na literatura para os quatro estuários) não foi capturado em nenhum estuário; porém, exemplares dessas duas espécies foram avistados in situ em poder de pescadores artesanais. No mais, *Batrachoides surinamensis* (“pacamon”) não foi capturado no Pacoti, mas houve relatos de pescadores artesanais locais, durante as amostragens, sobre grande mortandade dessa espécie no período chuvoso nesse estuário. Por último, *Dasyatis guttata* (“raia”) apenas não foi coletada no estuário do rio Curu, porém foi possível observar evidências de sua presença na maré baixa a partir de depressões no leito do estuário mais exposto a essas condições de maré. Estas informações indicam que coletas contínuas, com diferentes aparelhos, em diferentes horários, marés e habitats, nos estuários devem aumentar o número de registros. Por exemplo, o uso de aparelhos específicos ou habitats não explorados como o interior das florestas de mangue, não avaliado por este estudo, deve ser levado em consideração na procura de obter uma maior e real composição da ictiofauna que possa ocorrer nestes estuários (FRANÇA *et al.*, 2009; LIRA *et al.*, 2015).

Além disso, levando em consideração a ocorrência de outras espécies de peixes (não registradas por este estudo) em outros estuários da costa cearense (TABELA 2), percebe-se a possibilidade de aumento na riqueza ictiofaunística nos estuários aqui estudados, já que a curva de acumulação mostrou que não foi atingido o platô (FIGURA 5). Possíveis explicações razoáveis para o não registro nas amostragens atuais e nos levantamentos anteriores nos estuários em questão deve-se a raridade desses táxons perante a assembleia como um todo. Tratando-se em sua maioria de peixes das guildas marinho-visitantes e dulcícola-visitantes (*sensu* POTTER *et al.*, 2015) e/ou que possam variar suas ocorrências à luz da natureza geomorfológica peculiar de cada tipo de estuário como, por exemplo, profundidade, morfologia da boca, contribuição de água doce continental ou mesmo a disponibilidade de

indivíduos recrutados na região costeira adjacente (SHEAVES, 2016; VASCONCELOS *et al.*, 2015). Possibilidades corroboradas por encalhe de tubarão-galha-preta (*Carcharhinus limbatus*) na boca do estuário do rio Curu (pescador Pedro, comunicação pessoal). Por outro lado, outros fatores poderiam influenciar no registro das espécies, como mencionado anteriormente, os horários, as marés, as luas e os habitats amostrados, além dos aparelhos utilizados (ARÉVALO-FRÍAS; MENDOZA-CARRANZA, 2015; BEZERRA *et al.*, 2012; PASQUAD *et al.*, 2012; RAMOS *et al.*, 2011; REIS-FILHO *et al.*, 2011; REIS-FILHO *et al.*, 2016).

Tabela 2 – (continua) Espécies de peixes capturadas em outros estuários do Estado do Ceará ainda não registradas nos estuários dos rios Curu, Choró, Pacoti e Pirangi. 1: Alves e Soares-Filho (1996); 2: Araújo *et al.* (2000); 3: ZEE (2005b); 4: Costa e Lacerda (2014). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico, D = Dulcícola. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.*, 2000b; ANDERSON *et al.*, 2015; CHAVES *et al.*, 2013; COSTA NUNES *et al.*, 2012; FEITOZA *et al.*, 2005; FERREIRA *et al.*, 2015; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015; LUIZ-JÚNIOR *et al.*, 2008; PAIVA *et al.*, 2008; PAIVA; ARAÚJO, 2010).

TÁXON	Distribuição geográfica	Distribuição geográfica			
		1	2	3	4
<b>Carcharhinidae</b>					
<i>Carcharhinus leucas</i> (Müller & Henle, 1839)	C			X	
<b>Sphyrnidae</b>					
<i>Sphyrna tiburo</i> (Linnaeus, 1758)*	WA+EP	X			
<b>Rhinobatidae</b>					
<i>Rhinobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	TA			X	
<b>Dasyatidae</b>					
<i>Dasyatis say</i> (Lesueur, 1817)	WA	X			
<b>Prochilodontidae</b>					
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz, 1829	D				X
<b>Ariidae</b>					
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	Ca+Br	X			
<b>Holocentridae</b>					
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)*	TA				X
<b>Syngnathidae</b>					
<i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)*	TA		X		
<b>Echeneidae</b>					

Tabela 2 – (conclusão) Espécies de peixes capturadas em outros estuários do Estado do Ceará ainda não registradas nos estuários dos rios Curu, Choró, Pacoti e Pirangi. 1: Alves e Soares-Filho (1996); 2: Araújo *et al.* (2000); 3: ZEE (2005b); 4: Costa e Lacerda (2014). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico, D = Dulcícola. \*Espécie associada a recifes (ARAÚJO *et al.*, 2000b; ANDERSON *et al.*, 2015; CHAVES *et al.*, 2013; COSTA NUNES *et al.*, 2012; FEITOZA *et al.*, 2005; FERREIRA *et al.*, 2015; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015; LUIZ-JÚNIOR *et al.*, 2008; PAIVA *et al.*, 2008; PAIVA; ARAÚJO, 2010).

<i>Remora remora</i> Linnaeus, 1758*	C		X
<b>Lutjanidae</b>			
<i>Rhomboplites aurorubens</i> (Cuvier, 1829)*	WA		X
<b>Haemulidae</b>			
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)*	Ca+SWA		X
<i>Haemulon flavolineatum</i> Desmarest, 1823*	Ca+Br		X
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacèpede, 1801)*	WA		X
<b>Sciaenidae</b>			
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	Ca+Br	X	
<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925	Ca+Br		X
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	D		X
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	WA		X
<b>Pomacanthidae</b>			
<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)*	WA		X
<b>Eleotridae</b>			
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	Ca+SWA	X	X
<b>Paralichthyidae</b>			
<i>Paralichthys tropicus</i> Ginsburg, 1933	WA		X
<b>Balistidae</b>			
<i>Melichthys niger</i> (Bloch, 1786)*	CT	X	

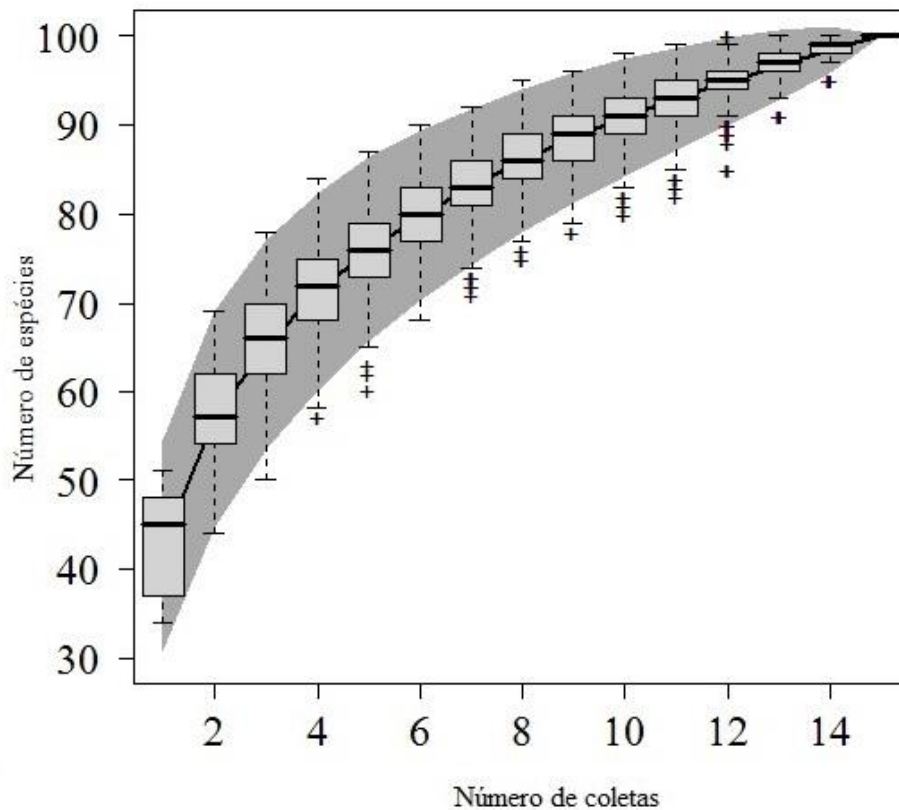


Figura 5 – Curva de acumulação de espécies para as amostragens padronizadas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.

### 3.4 Distribuição das espécies de peixes por categoria geográfica

A maioria das espécies dos estuários do Ceará é largamente distribuída pelo Atlântico Oeste (~35%), seguido por espécies restritas as Províncias do Brasil e do Caribe (~23%) (FIGURA 6). Assim, essa assembleia pode ser reconhecida como sendo uma mistura entre a fauna de peixes mais amplas em distribuição ( $C+CT+TA+WA \approx 49\%$ ), juntamente com a fauna típica da costa brasileira e aquelas com afinidades pelas zonas tropicais da América Central ( $Br+[Ca+Br]+[Ca+SWA] \approx 36\%$ ). A distribuição das espécies em categorias geográficas está em concordância com a distribuição descrita na literatura. Isso é um indicativo de utilidade de tal classificação para estudos que objetivem identificar os peixes da região do Atlântico Oeste. O escasso número de espécies de água doce (~7%) pode ser explicado pela natureza hipersalina dos estuários avaliados (ver Capítulo 2) e outros fatores discutidos por Whitfield (2015), tais como competição com a assembleia de peixes marinha, grande quantidade de peixes e aves predadores, recursos tróficos totalmente diferenciados em relação àqueles de água doce, e conectividade dos estuários com o rio à montante devido barramentos.



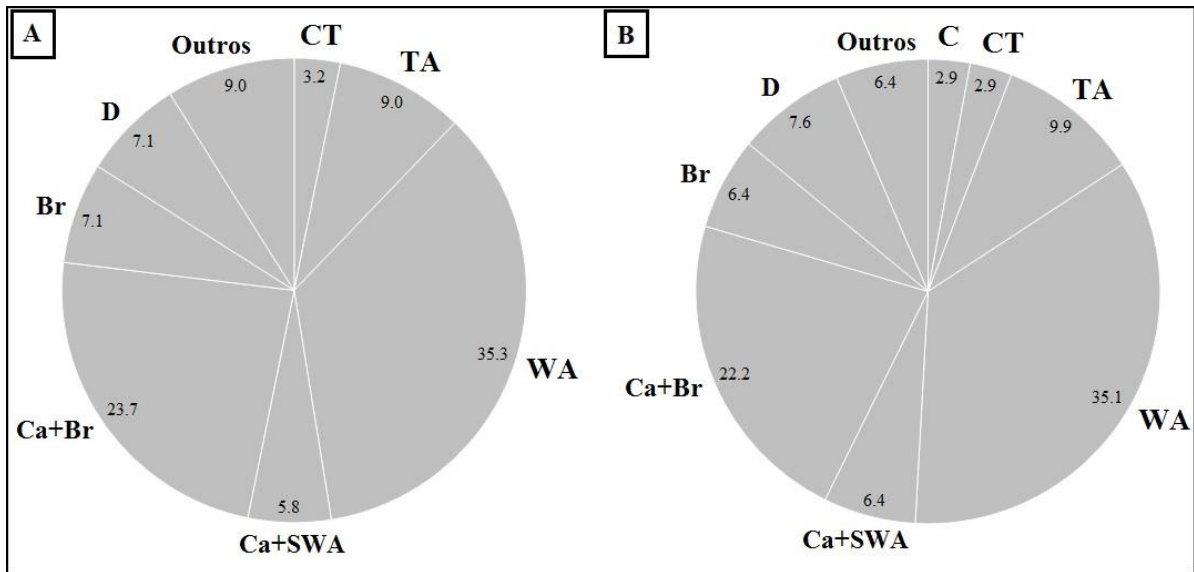


Figura 6 – Distribuição geográfica (a) da ictiofauna encontrada nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi, referentes à tabela 1 e (b) somada aos registros nos demais estuários da costa do Estado do Ceará, referentes à tabela 2 (em %). C= Cosmopolita, CT = Circuntropical, TA = Trans-Atlântico, WA = Oeste Atlântico, SWA = sul do Oeste Atlântico, Ca = Província do Caribe, Br = Província do Brasil, D = Dulcícola, e Outros = categorias: Cosmopolita [C], Trans-Atlântico e Leste Pacífico [TA+EP], Oeste Atlântico e Leste Pacífico [WA+EP], Província do Caribe e Sul do Oeste Atlântico [Ca+SWA], Sul do Oeste Atlântico [SWA], Província do Brasil e Sul do Oeste Atlântico [Br+SWA], Província do Brasil e Sul do Sudoeste Atlântico [Br+SSWA] e Províncias do Caribe e do Brasil e Leste Pacífico [Ca+Br+EP], os quais representam menos de 2% cada.

Ao comparar a composição em guildas estuarinas em relação à distribuição geográfica das espécies foram observados os seguintes padrões: as marinha-visitantes apresentaram contribuição no número de espécies proporcional à amplitude de distribuição geográfica. O padrão inverso foi observado para a guilda das espécies estuarinas, com maior contribuição de espécies em distribuições geográficas mais restritas. Padrões opostos também foram constatados para as guildas marinha estuarino-oportunista e marinha estuarino-dependente. A primeira possui menor contribuição em número de espécies para táxons que possuem distribuição geográfica intermediária, enquanto a segunda possui maior contribuição de espécies nessa categoria (FIGURA 7). Assim como é de grande importância comparar comunidades entre pequenas áreas geográficas, também é interessante comparar entre regiões geográficas mais amplas, determinando características funcionais comuns dentro e entre habitats e ecossistemas (ELLIOTT *et al.*, 2007).

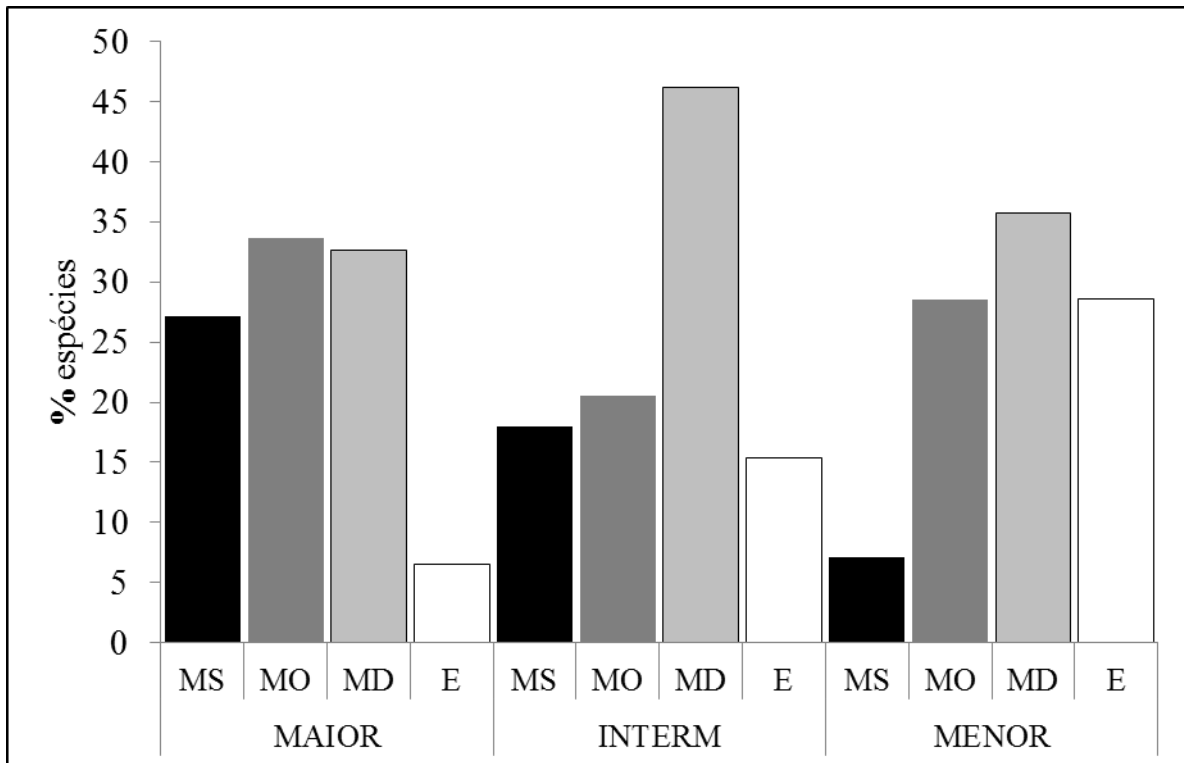


Figura 7 – Contribuição relativa (%) em número de espécies para cada guilda de uso do ambiente estuarino referente à amplitude de distribuição geográfica das espécies. MAIOR: C, CT, TA+EP, TA, WA+EP, WA, Ca+Br+EP, Ca+SWA; INTERM: Ca+Br, Br+SWA, Br+SSWA; MENOR: Br, SWA. Guildas: MS = marinha-visitantes, MO = marinhas estuarino-oportunistas, MD = marinhas estuarino-dependentes, E = estuarinas. Ver legenda da figura 6 para o significado das siglas geográficas.

### 3.5 Comparando a composição da ictiofauna em nível local

Com a compilação dos principais levantamentos de ictiofauna estuarina do Ceará, observamos que o número de espécies variou de 82 a 133 (média de 100 espécies registradas por estudo), com maior riqueza para o ZEE (2005b) provavelmente por causa do maior número de estuários abordados. As amostragens no presente estudo realizadas nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi apresentaram um número próximo à média registrada em outros trabalhos (104 espécies). Porém, nota-se que a composição de peixes não é homogênea entre os levantamentos, visto que somando os registros da literatura houve aumento de 104 para 156 no número de espécies nesses quatro estuários. Além do mais, quando somados os registros para outros estuários cearenses o número de espécies chega a 187 (TABELA 3).

Do total de 58 famílias registradas para os estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi, houve um acréscimo de nove famílias, totalizando 67, quando reunindo levantamentos realizados desde a década de 1970 em outros estuários da costa do Estado do Ceará. As famílias marinhas somadas foram Sphyrnidae, Rhinobatidae, Holocentridae,

Pomacanthidae e Balistidae; e as dulcícolas foram Curimatidae, Prochilodontidae, Loricariidae e Pimelodidae (TABELA 3).

Muitas famílias de representantes de água doce (Anostomidae, Curimatidae, Prochilodontidae, Characidae, Serrasalmidae, Erythrinidae, Loricariidae, Auchenipteridae, Pimelodidae e Cichlidae), o que compreende 23 espécies, foram registradas, predominantemente, por Oliveira (1976) e Alves e Soares-Filho (1996), mostrando uma ictiofauna dulcícola mais representativa em décadas pretéritas, mesmo que atualmente compreendam espécies com taxonomia duvidosa ou já modificada. São necessárias investigações direcionadas antes de se concluir qualquer prejuízo notório devido aos barramentos ou às recentes secas prolongadas. Quatro famílias de peixes marinhos não haviam sido registradas até o momento nos estuários da costa cearense: Anablepidae, Bothidae, Dactylopteridae e Scaridae (TABELA 3). *Anableps anableps* foi o primeiro registro para estuários da costa cearense. Essa espécie é considerada estuarino-residente no Norte do Brasil (CARVALHO-NETA; CASTRO, 2008; MOURÃO *et al.*, 2014), mas tudo indica que pertence a guilda dos marinho-visitantes nos estuários locais devido o baixo número capturado (quatro espécimes), sendo apenas na boca do estuário do rio Curu, e ocorrendo em apenas uma das coletas. *Dactylopterus volitans* é uma espécie associada a recifes, entrando esporadicamente em estuários, assim como *Bothus ocellatus* (PAIVA *et al.*, 2009; PAIVA; ARAÚJO, 2010). *Sparisoma radians* foi mais abundante dentre elas (45 espécimes) e é interessante questionar que não haja registros pretéritos nos estuários em questão. Essas espécies são marinha-visitantes, exceto *S. radians* que é marinha estuarino-oportunista, o que explicaria sua maior abundância.



Tabela 3 – (continuação) Contribuição em número de espécies por família dos principais levantamentos de ictiofauna estuarina realizados na costa do Estado do Ceará desde a década de 1970. 1: Oliveira (1976); 2: Alves e Soares-Filho (1996); 3: Araújo *et al.* (2000a); 4: ZEE (2005b); 5: Basílio *et al.* (2008); 6: amostragens nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi; 7: presente estudo nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi acrescentando dados da literatura.

Hemiramphidae	1	2	1	2	1	1	2	2
Belonidae	0	1	1	2	1	2	2	2
Anablepidae	0	0	0	0	0	1	1	1
Poeciliidae	0	0	1	0	0	2	2	2
Holocentridae*	0	0	0	0	0	0	0	1
Syngnathidae	1	0	3	3	1	3	4	5
Dactylopteridae	0	0	0	0	0	1	1	1
Scorpaenidae	0	0	1	1	0	1	1	1
Triglidae	0	1	0	0	0	1	1	1
Centropomidae	2	3	2	3	4	2	4	4
Serranidae	2	2	4	4	4	1	4	4
Echeneidae	0	1	0	2	1	0	1	2
Carangidae	7	7	8	12	10	5	12	12
Lutjanidae	1	3	3	5	4	6	7	8
Lobotidae	1	0	1	1	1	0	1	1
Gerreidae	6	3	9	8	7	8	9	9
Haemulidae	2	3	2	7	4	4	6	9
Sparidae	1	1	1	2	2	2	2	2
Polynemidae	1	1	1	1	0	1	1	1
Sciaenidae	9	6	9	12	7	4	10	14
Pomacanthidae	0	0	0	1	0	0	0	1
Cichlidae	2	4	0	2	1	1	2	3
Scaridae	0	0	0	0	0	1	1	1
Eleotridae	2	2	2	2	1	0	1	2
Gobiidae	3	3	7	7	3	6	7	7
Ephippidae	1	1	1	1	1	1	1	1
Acanthuridae	0	0	2	2	2	0	3	3
Sphyraenidae	1	0	1	1	0	1	1	1
Trichiuridae	1	0	1	1	0	0	1	1
Scombridae	1	0	1	1	1	1	1	1
Stromateidae	0	0	0	1	0	0	1	1

Tabela 3 – (conclusão) Contribuição em número de espécies por família dos principais levantamentos de ictiofauna estuarina realizados na costa do Estado do Ceará desde a década de 1970. 1: Oliveira (1976); 2: Alves e Soares-Filho (1996); 3: Araújo *et al.* (2000a); 4: ZEE (2005b); 5: Basílio *et al.* (2008); 6: amostragens nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi; 7: presente estudo nos estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi acrescentando dados da literatura.

Paralichthyidae	2	2	4	4	2	4	5	6
Bothidae	0	0	0	0	0	1	1	1
Achiridae	3	2	4	4	4	4	4	4
Cynoglossidae	1	0	1	1	1	1	2	2
Balistidae	0	1	0	0	0	0	0	1
Tetraodontidae	3	2	3	3	4	4	5	5
Diodontidae	1	1	1	1	1	1	2	2
<b>Total de espécies**</b>	<b>85</b>	<b>82</b>	<b>100</b>	<b>133</b>	<b>100</b>	<b>104</b>	<b>156</b>	<b>187</b>

\*Costa e Lacerda (2014); \*\*alguns valores foram corrigidos pela revisão taxonômica e pela exclusão de sinónimas.

### 3.6 Comparando a composição da ictiofauna em nível regional (Nordeste do Brasil)

Levantamentos ictiofaunísticos em ecossistemas estuarinos realizados em outros estados do Nordeste brasileiro registraram riquezas variando de 71 a 145 espécies na Bahia (LOPES *et al.*, 1998; REIS-FILHO *et al.*, 2010a, 2011; REIS-FILHO; SANTOS, 2014), Paraíba (OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; XAVIER *et al.*, 2012) e Pernambuco (PAIVA *et al.*, 2008; VASCONCELOS-FILHO; OLIVEIRA, 1999), com uma média geral de 98 espécies por estudo. Estes dados indicam que as riquezas obtidas no presente levantamento nos estuários dos rios Choró (81 spp), Curu (63), Pacoti (71) e Pirangi (53) se encontram dentro da margem considerável (104 spp ao todo). Outras compilações mais abrangentes sobre a riqueza de peixes em estuários nordestinos registraram cerca de 190 espécies, excluindo as identificações errôneas e sinónimas (ANDRADE-TUBINO *et al.*, 2008; PAIVA; ARAÚJO, 2010). No presente estudo, para a costa do estado do Ceará, foi compilado um total de 187 espécies de peixes (TABELA 3) e, ao excluir as 23 espécies dulcícolas, temos 164 espécies de origem marinha, que pode ser considerado um número representativo do ponto de vista regional.

No entanto, 113 espécies encontradas em estudos para estuários do Nordeste do Brasil não foram registradas em estuários do Ceará (TABELA 4), mas possuem distribuição natural com ocorrências na sua região costeira (FREITAS; LOTUFO, 2015; FROESE; PAULY, 2016). Porém, em sua quase totalidade essas espécies são marinha-visitantes, e 83 (73%) delas são associadas a recifes, o que indicaria suas raridades nos ambientes estuarinos

locais (TABELA 4). Dentre as 164 espécies marinhas presente no Ceará, 91 também foram registradas em associação com recifes (ARAÚJO *et al.*, 2000b; FLOETER *et al.*, 2008; FREITAS; LOTUFO, 2015), mas também ocorrem nos demais recifes ao longo da costa nordestina, totalizando 204 espécies, trazendo a tona uma maior riqueza de espécies recifais. Foram registradas 17 famílias de peixes recifais (Apogonidae, Balistidae, Blenniidae, Cheatodontidae, Congridae, Fistulariidae, Gobiesocidae, Labridae, Labrisomidae, Microdesmidae, Monacanthidae, Mullidae, Muraenidae, Narcinidae, Ostraciidae, Pomacentridae e Rachycentridae) ocorrendo em estuários nordestinos, mas que não foram presentes nos estuários do Ceará (TABELA 4). Existem várias explicações para uma menor riqueza de espécies associadas a recifes na costa do Ceará que, por sua vez, compromete suas ocorrências em estuários. Por exemplo, Vila-Nova *et al.* (2014) mostraram que o endemismo e as riquezas taxonômica e funcional são maiores nos recifes da região costeira da Paraíba, Alagoas e Bahia, influenciada pela menor proporção de áreas recifais na região costeira cearense. Desse modo, esta comparação evidencia que a composição ictiofaunística em estuários do Ceará é menos rica quando comparada com outros estuários do Nordeste do Brasil.

Tabela 4 – (continua) Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA). 1: Lopes *et al.* (1998); 2: Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999); 3: Andrade-Tubino *et al.* (2008); 4: Paiva *et al.* (2008); 5: Pereira *et al.* (2010); 6: Reis-Filho *et al.* (2010a); 7: Reis-Filho *et al.* (2010b); 8: Reis-Filho *et al.* (2011); 9: Dias *et al.* (2011); 10: Costa e Câmara (2012); 11: Xaxier *et al.* (2012); 12: Martins e Vendel (2014); 13: Oliveira e Pessanha (2014); 14: Reis-Filho e Santos (2104); 15: Paiva e Araújo (2010). Literatura a respeito da associação das espécies a recifes: Araújo *et al.* (2000b), Feitoza *et al.* (2005), Floeter *et al.* (2008), Luiz-Júnior *et al.* (2008), Paiva *et al.* (2008), Paiva e Araújo (2010), Costa Nunes *et al.* (2012), Xavier *et al.* (2012), Chaves *et al.* (2013), Anderson *et al.* (2015), Ferreira *et al.* (2015), Freitas e Lotufo, (2015). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico.

TÁXON	Associada a recifes	Distribuição	Referência
<b>Narcinidae</b>			
<i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers, 1831)	X	WA	1, 2,6,8,15
<b>Dasyatidae</b>			
<i>Dasyatis americana</i> Hildebrand & Schroeder, 1928	X	WA	6
<b>Myliobatidae</b>			
<i>Rhinoptera bonasus</i> (Mitchill, 1815)		TA	6
<b>Muraenidae</b>			
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	X	TA+EP	2,3,10,11,12,15
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	X	TA	2,3,6,15

Tabela 4 – (continuação) Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA). 1: Lopes *et al.* (1998); 2: Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999); 3: Andrade-Tubino *et al.* (2008); 4: Paiva *et al.* (2008); 5: Pereira *et al.* (2010); 6: Reis-Filho *et al.* (2010a); 7: Reis-Filho *et al.* (2010b); 8: Reis-Filho *et al.* (2011); 9: Dias *et al.* (2011); 10: Costa e Câmara (2012); 11: Xaxier *et al.* (2012); 12: Martins e Vendel (2014); 13: Oliveira e Pessanha (2014); 14: Reis-Filho e Santos (2014); 15: Paiva e Araújo (2010). Literatura a respeito da associação das espécies a recifes: Araújo *et al.* (2000b), Feitoza *et al.* (2005), Floeter *et al.* (2008), Luiz-Júnior *et al.* (2008), Paiva *et al.* (2008), Paiva e Araújo (2010), Costa Nunes *et al.* (2012), Xavier *et al.* (2012), Chaves *et al.* (2013), Anderson *et al.* (2015), Ferreira *et al.* (2015), Freitas e Lotufo, (2015). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico.

<i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831	X	WA	1,3,4,6,11,14,15
<i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)	X	TA	11
<b>Ophichthidae</b>			
<i>Ophichthus cylindroideus</i> (Ranzani, 1839)	X	Ca+Br	11
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	X	WA	3
<i>Ophichthus ophis</i> (Linnaeus, 1758)	X	TA	1,11
<b>Muraenesocidae</b>			
<i>Cynoponticus savanna</i> (Bancroft, 1831)		Ca+Br	2,3,15
<b>Congridae</b>			
<i>Ariosoma</i> sp.	X		1
<b>Pristigasteridae</b>			
<i>Odontognathus mucronatus</i> Lacepède, 1800		Br	11
<b>Engraulidae</b>			
<i>Anchoa filifera</i> (Fowler, 1915)		Ca+Br	2,7,15
<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)		Br	2,6,8,11,13,15
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	X	Ca+Br	6,15
<b>Clupeidae</b>			
<i>Harengula jaguana</i> Poeyi, 1865		WA	1,15
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)		Ca+Br	10,11
<b>Ariidae</b>			
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)		Br	3,15
<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)		Br	3
<i>Cathorops agassizii</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)		Br	15
<i>Sciades couma</i> (Valenciennes, 1840)		Ca+Br	6,15
<i>Sciades proops</i> (Valenciennes, 1839)		Ca+Br	2,11,15
<b>Synodontidae</b>			
<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 129)	X	WA	3
<i>Synodus myops</i> (Forster, 1801)	X	CT	1
<b>Batrachoididae</b>			
<i>Amphichthys cryptocentrus</i> (Valenciennes, 1837)	X	Ca+Br	2,3,6,8,15
<i>Thalassophryne maculosa</i> Günther, 1861	X	Ca+Br	15



Tabela 4 – (continuação) Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA). 1: Lopes *et al.* (1998); 2: Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999); 3: Andrade-Tubino *et al.* (2008); 4: Paiva *et al.* (2008); 5: Pereira *et al.* (2010); 6: Reis-Filho *et al.* (2010a); 7: Reis-Filho *et al.* (2010b); 8: Reis-Filho *et al.* (2011); 9: Dias *et al.* (2011); 10: Costa e Câmara (2012); 11: Xaxier *et al.* (2012); 12: Martins e Vendel (2014); 13: Oliveira e Pessanha (2014); 14: Reis-Filho e Santos (2014); 15: Paiva e Araújo (2010). Literatura a respeito da associação das espécies a recifes: Araújo *et al.* (2000b), Feitoza *et al.* (2005), Floeter *et al.* (2008), Luiz-Júnior *et al.* (2008), Paiva *et al.* (2008), Paiva e Araújo (2010), Costa Nunes *et al.* (2012), Xavier *et al.* (2012), Chaves *et al.* (2013), Anderson *et al.* (2015), Ferreira *et al.* (2015), Freitas e Lotufo, (2015). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico.

<i>Thalassophryne montevidensis</i> (Berg, 1893)	X	SWA	2,3,15
<i>Thalassophryne punctata</i> Steindachner, 1876	X	SWA	7,8,11
<b>Antennariidae</b>			
<i>Histrion histrio</i> (Linnaeus, 1758)	X	C	4,15
<b>Atherinopsidae</b>			
<i>Atherinella blackburni</i> (Schultz, 1949)		Ca+Br	13
<b>Exocoetidae</b>			
<i>Hirundichthys affinis</i> (Günther, 1866)		TA	15
<b>Belonidae</b>			
<i>Tylosurus acus</i> (Lacepède, 1803)	X	TA	15
<b>Syngnathidae</b>			
<i>Hippocampus erectus</i> Perry, 1810	X	WA	2,3
<i>Micrognathus crinitus</i> (Jenyns, 1842)	X	Ca+Br	3
<i>Syngnathus scovelli</i> (Evermann & Kendall, 1896)	X	Ca+Br	3
<b>Fistulariidae</b>			
<i>Fistularia petimba</i> Lacèpede, 1803	X	CT	4,15
<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758	X	TA	1,2,3,6,7,8,14,15
<b>Scorpaenidae</b>			
<i>Scorpaena isthmensis</i> Meek & Hildebrand, 1928	X	Ca+Br	4,15
<b>Centropomidae</b>			
<i>Centropomus mexicanus</i> Bocourt, 1868		Ca+Br	11,15
<b>Serranidae</b>			
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	X	TA	11
<i>Mycteroperca microlepis</i> (Goode & Bean, 1879)	X	WA	15
<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	TA	1,4,5,15
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	X	Ca+Br+SWA	1,3,6,8,11,14
<b>Apogonidae</b>			
<i>Apogon maculatus</i> (Poey, 1860)	X	Ca+Br	15
<b>Rachycentridae</b>			
<i>Rachycentrum canadum</i> Linnaeus, 1766	X	C	3,11
<b>Echeneidae</b>			

Tabela 4 – (continuação) Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA). 1: Lopes *et al.* (1998); 2: Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999); 3: Andrade-Tubino *et al.* (2008); 4: Paiva *et al.* (2008); 5: Pereira *et al.* (2010); 6: Reis-Filho *et al.* (2010a); 7: Reis-Filho *et al.* (2010b); 8: Reis-Filho *et al.* (2011); 9: Dias *et al.* (2011); 10: Costa e Câmara (2012); 11: Xaxier *et al.* (2012); 12: Martins e Vendel (2014); 13: Oliveira e Pessanha (2014); 14: Reis-Filho e Santos (2014); 15: Paiva e Araújo (2010). Literatura a respeito da associação das espécies a recifes: Araújo *et al.* (2000b), Feitoza *et al.* (2005), Floeter *et al.* (2008), Luiz-Júnior *et al.* (2008), Paiva *et al.* (2008), Paiva e Araújo (2010), Costa Nunes *et al.* (2012), Xavier *et al.* (2012), Chaves *et al.* (2013), Anderson *et al.* (2015), Ferreira *et al.* (2015), Freitas e Lotufo, (2015). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico.

<i>Phtheichthys lineatus</i> (Menziens, 1791)		C	15
<b>Carangidae</b>			
<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	X	WA	4,6,8,12,14,15
<b>Lutjanidae</b>			
<i>Ocuyrus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	X	Ca+Br	1,2,3,8,15
<b>Haemulidae</b>			
<i>Anisotremus moricandi</i> (Ranzini, 1842)	X	Br	3
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	X	WA	2,3,9,15
<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	X	Br	6
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	X	Ca+Br+EP	1,3,6,8,9,11,14,15
<i>Pomadasy crocro</i> (Cuvier, 1830)	X	Ca+Br	1,3,7,12,13,15
<i>Pomadasy ramosus</i> (Poey, 1860)	X	Ca+Br	13,15
<b>Sparidae</b>			
<i>Calamus calamus</i> (Valenciennes, 1830)	X	Ca+Br	8
<i>Calamus pennatula</i> Guichenot, 1868	X	Ca+Br	9
<b>Sciaenidae</b>			
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)		Ca+Br	9
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)		Ca+Br+SWA	9
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)		Ca+Br	3,6
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)		Br+SWA	3
<i>Nebris microps</i> Cuvier, 1830		Ca+Br	3,11
<i>Paralanchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)		WA	3,11
<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)		WA	13
<i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)		Ca+Br	2,3,15
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)		Br	1,3,6
<b>Mullidae</b>			
<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829)	X	TA	5
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	X	Ca+Br	1,2,3,4,5,6,8,15
<b>Chaetodontidae</b>			
<i>Chaetodon ocellatus</i> Bloch, 1787	X	Ca+Br	15
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	X	Ca+Br	1,2,3,15

Tabela 4 – (continuação) Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA). 1: Lopes *et al.* (1998); 2: Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999); 3: Andrade-Tubino *et al.* (2008); 4: Paiva *et al.* (2008); 5: Pereira *et al.* (2010); 6: Reis-Filho *et al.* (2010a); 7: Reis-Filho *et al.* (2010b); 8: Reis-Filho *et al.* (2011); 9: Dias *et al.* (2011); 10: Costa e Câmara (2012); 11: Xaxier *et al.* (2012); 12: Martins e Vendel (2014); 13: Oliveira e Pessanha (2014); 14: Reis-Filho e Santos (2014); 15: Paiva e Araújo (2010). Literatura a respeito da associação das espécies a recifes: Araújo *et al.* (2000b), Feitoza *et al.* (2005), Floeter *et al.* (2008), Luiz-Júnior *et al.* (2008), Paiva *et al.* (2008), Paiva e Araújo (2010), Costa Nunes *et al.* (2012), Xavier *et al.* (2012), Chaves *et al.* (2013), Anderson *et al.* (2015), Ferreira *et al.* (2015), Freitas e Lotufo, (2015). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico.

<b>Pomacanthidae</b>			
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	X	TA	1,2,3,15
<b>Pomacentridae</b>			
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	X	TA	1,2,3,11,15
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	X	Ca+Br	4,15
<i>Stegastes viriabilis</i> (Castelnau, 1855)	X	Ca+Br	1,2,3,15
<b>Labridae</b>			
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	X	Ca+Br	5
<b>Scaridae</b>			
<i>Sparisoma amplum</i> (Ranzini, 1841)	X	Br	4,15
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	X	Br	5,8
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	X	Br	5
<b>Bleniidae</b>			
<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)	X	CT	15
<b>Labrisomidae</b>			
<i>Malacoctenus delalandii</i> (Valenciennes, 1836)	X	Ca+Br	5
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	X	TA	2,3,15
<b>Gobiesocidae</b>			
<i>Tomicodon fasciatus</i> (Peters, 1859)	X	Ca+Br	2,3,15
<b>Eleotridae</b>			
<i>Erotelis smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)		Ca+Br	2,13,15
<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)		Ca+Br	2,3,10,12,15
<b>Gobiidae</b>			
<i>Barbulifer ceuthoecus</i> (Jordan and Gilbert, 1884)	X	Ca+Br	5
<i>Ctenogobius schufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	X	Ca+Br	3
<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poeyi, 1860)	X	Ca+Br	1,2,3,6,13,15
<i>Microgobius meeki</i> Evermann & Marsh, 1899	X	Ca+Br	3,6,14
<i>Priolepis dawsoni</i> Greenfield, 1989	X	Ca+Br	10
<b>Microdesmidae</b>			
<i>Microdesmus bahianus</i> Dawson, 1973	X	Ca+Br	3,15
<i>Microdesmus longipinnis</i> (Weymouth, 1910)	X	Ca+Br	15

Tabela 4 – (continuação) Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA). 1: Lopes *et al.* (1998); 2: Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999); 3: Andrade-Tubino *et al.* (2008); 4: Paiva *et al.* (2008); 5: Pereira *et al.* (2010); 6: Reis-Filho *et al.* (2010a); 7: Reis-Filho *et al.* (2010b); 8: Reis-Filho *et al.* (2011); 9: Dias *et al.* (2011); 10: Costa e Câmara (2012); 11: Xaxier *et al.* (2012); 12: Martins e Vendel (2014); 13: Oliveira e Pessanha (2014); 14: Reis-Filho e Santos (2014); 15: Paiva e Araújo (2010). Literatura a respeito da associação das espécies a recifes: Araújo *et al.* (2000b), Feitoza *et al.* (2005), Floeter *et al.* (2008), Luiz-Júnior *et al.* (2008), Paiva *et al.* (2008), Paiva e Araújo (2010), Costa Nunes *et al.* (2012), Xavier *et al.* (2012), Chaves *et al.* (2013), Anderson *et al.* (2015), Ferreira *et al.* (2015), Freitas e Lotufo, (2015). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico.

---

**Sphyaenidae**

*Sphyaena guachancho* Cuvier, 1829 X TA 6,7,9,14,15

**Scombridae**

*Scomberomorus cavalla* (Cuvier, 1829) X WA 4,15

*Scomberomorus regalis* (Bloch, 1793) X WA 15

**Paralichthyidae**

*Syacium papillosum* (Linnaeus, 1758) X TA 1

**Achiridae**

*Trinectes microphthalmus* (Chabanaud, 1928) Ca+Br 3,6,8,11,14

**Cynoglossidae**

*Symphurus diomedeanus* (Goode & Bean, 1885) WA 8,14

**Balistidae**

*Balistes vetula* Linnaeus, 1758 X TA 1,3

**Monacanthidae**

*Aluterus heudelotii* Hollard, 1855 X TA 6,8

*Aluterus schoepfii* (Walbaum, 1792) X TA 15

*Cantherines pullus* (Ranzani, 1842) X TA 2,3,15

*Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766) X TA 1,5

*Stephanolepis setifer* (Bennett, 1831) X CT 6,8

**Ostraciidae**

*Acanthostracion quadricornis* (Linnaeus, 1758) X TA 1,6,8,14

*Canthigaster figueiredoi* Moura & Castro, 2002 X Br 15

*Canthigaster rostrata* (Bloch, 1786) X Ca+Br 2

*Lactophrys trigonus* (Linnaeus, 1758) X WA 1,4,15

*Rhinesomus triqueter* (Linnaeus, 1758) X WA 2,15

**Tetraodontidae**

*Sphoeroides pachygaster* (Müller & Troschel, 1848) C 12

*Sphoeroides tyleri* Shipp, 1972 X Ca+Br 13

**Diodontidae**

*Chilomycterus antillarum* Jordan & Rutter, 1897 X Ca+Br 1,3,4,11,13,15

*Diodon holocanthus* Linnaeus, 1758 X CT 2,3,15

---

Tabela 4 – (conclusão) Lista de espécies de peixes marinhos que foram registrados em estuários ao longo da costa nordestina, nos Estados do Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE) e Bahia (BA). 1: Lopes *et al.* (1998); 2: Vasconcelos-Filho e Oliveira (1999); 3: Andrade-Tubino *et al.* (2008); 4: Paiva *et al.* (2008); 5: Pereira *et al.* (2010); 6: Reis-Filho *et al.* (2010a); 7: Reis-Filho *et al.* (2010b); 8: Reis-Filho *et al.* (2011); 9: Dias *et al.* (2011); 10: Costa e Câmara (2012); 11: Xaxier *et al.* (2012); 12: Martins e Vendel (2014); 13: Oliveira e Pessanha (2014); 14: Reis-Filho e Santos (2014); 15: Paiva e Araújo (2010). Literatura a respeito da associação das espécies a recifes: Araújo *et al.* (2000b), Feitoza *et al.* (2005), Floeter *et al.* (2008), Luiz-Júnior *et al.* (2008), Paiva *et al.* (2008), Paiva e Araújo (2010), Costa Nunes *et al.* (2012), Xavier *et al.* (2012), Chaves *et al.* (2013), Anderson *et al.* (2015), Ferreira *et al.* (2015), Freitas e Lotufo, (2015). Distribuição geográfica: C = Cosmopolita, CT = Circumtropical, TA = Trans-Atlântico (oeste e leste do Oceano Atlântico), WA = Oeste Atlântico (norte e sul do Oceano Atlântico), SWA = sul do Oeste Atlântico (do norte do Brasil a Argentina), Ca = Província do Caribe (da Flórida a Venezuela), Br = Província do Brasil (entre o delta do rio Orinoco na Venezuela e Santa Catarina, Brasil), EP = Leste do Pacífico.

<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758	X	CT	2,3,15
TOTAL DE ESPÉCIES	83	113	

O presente estudo pode ser considerado um ponto de partida para futuras pesquisas mais abrangentes a respeito da fauna de peixes estuarinos cearense, e um complemento contribuinte no caminho de preencher lacunas de distribuição de espécies em estuários, principalmente quando se trata da região costeira adjacente ao semiárido brasileiro, tão pouco estudado quando comparado com outras regiões do país.

O presente estudo traz boa base de conhecimento da fauna de peixes ocorrentes nos estuários do Estado do Ceará. Além disso, em termos práticos, dá subsídios para valorização da diversidade ictiofaunística, continuidade aos monitoramentos e bases para a conservação dos ecossistemas estuarinos aqui tratados.

#### **4 CONCLUSÕES**

O presente estudo apresenta novas ocorrências de espécies de peixes para quatro estuários negativos do Estado do Ceará e atualiza a composição da ictiofauna nessa região costeira do Brasil.

No total foram registradas 156 espécies de peixes englobando os estuários dos rios Choró, Curu, Pacoti e Pirangi e 187 espécies nos estuários do Estado do Ceará.

## **CAPÍTULO 2 – PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA ICTIOFAUNA EM TRÊS ESTUÁRIOS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL**

### **RESUMO**

Este estudo fornece informações a respeito das assembleias de peixes estuarinos ao longo do comprimento longitudinal desses ecossistemas, testando a seguinte hipótese: estruturas das assembleias mudam entre zonas estuarinas, assim como entre os períodos do ano e entre estuários. Coletas padronizadas de peixes foram realizadas em três estuários, localizados no litoral do estado do Ceará, utilizando rede de arrasto de praia e tarrafa. Posteriormente foram obtidas as abundâncias, biomassas e a classificação pela guilda de uso do ambiente estuarino e guilda trófica. A salinidade e o tipo de substrato foram medidos em cada ponto de coleta. Para avaliar variações temporais, espaciais e entre os estuários quanto a composição em espécies, em famílias, em guildas de uso do ambiente e em guildas tróficas os dados de abundância foram plotados em análises de NMDS. Para verificar se as estruturas das assembleias apresentaram diferenças estatísticas foram realizadas análises de PERMANOVA. As espécies, famílias e guildas com destaque na separação dos grupos foram identificadas usando SIMPER. A relação da salinidade e pluviosidade indicou que os estuários avaliados configuram regimes hídricos negativos. Unicamente o estuário do rio Curu apresentou perfil diferenciado nos tipos de substratos avaliados longitudinalmente. Um total de 98 espécies de peixes foi coletado, com poucas espécies dominando em abundância ou biomassa. A guilda de uso do ambiente mais representativa em número de espécies foi das espécies marinhas estuarino-dependentes. As espécies zoobentívoras foram as mais representativas dentre as guildas tróficas. A riqueza de espécies não variou com a distância para o mar. Os estuários apresentaram diferenças na abundância das espécies. Temporalmente os estuários não variaram suas composições ícticas. Porém quanto à composição espacial, os estuários apresentaram distintas abundâncias taxonômicas e funcionais entre suas zonas. As abordagens taxonômicas e funcionais detectaram diferenças espaciais. As métricas taxonômicas empregadas foram eficientes em mostrar padrões, mas as funcionais fornecem comparações menos complicadas a respeito dos componentes da fauna de peixes estuarina. Assim, existem padrões espaço-temporais da ictiofauna nos estuários negativos da região semiárida do nordeste brasileiro, porém aparentemente são controlados por fatores abióticos característicos de cada sistema.

## 1 INTRODUÇÃO

Estuários são considerados sistemas de transição onde fluxos fluviais e marinhos interagem criando condições abióticas variáveis que influenciam a estrutura das assembleias de peixes (WHITFIELD, 1999; BLABER, 2000). Estes ecossistemas são importantes locais de desova e berçário para muitas espécies de peixes por meio de sua conectividade com manguezais e bancos de gramíneas, além de providenciar proteção e suprimento alimentar para os peixes que se acoplam à sua teia trófica (ATWOOD *et al.*, 2012; BARLETTA-BERGAN *et al.*, 2002; BARLETTA *et al.*, 2003; 2005).

Três zonas distintas têm sido estabelecidas para os sistemas estuarinos baseado na geomorfologia e na dinâmica dos fluxos marinhos e fluviais: uma zona de rio (superior) no limite superior de influência da maré, uma zona costeira (inferior) onde há maior influência marinha, e uma zona de mistura (intermediária), cujas características mudam constantemente com as alterações nas condições hídricas (BARLETTA *et al.*, 2005; DAY Jr. *et al.*, 2013). Embora algumas espécies possam ocupar as três zonas, outras tendem a frequentar uma em particular, moldando e estruturando a assembleia como um todo ao longo da extensão longitudinal de acordo com a dinâmica ambiental (NEVES *et al.*, 2011).

Pesquisas têm mostrado que a salinidade possui papel principal em moldar a estrutura das assembleias de peixes estuarinos (WAGNER; AUSTIN, 1999; WHITFIELD, 1999; MARTINO; ABLE, 2003; BARLETTA *et al.*, 2005; SELLESLAGH; AMARA, 2008). Thiel *et al.* (1995) relataram, em estuários temperados, que a salinidade é a melhor variável preditora da riqueza de espécies, enquanto a temperatura é melhor para prever abundâncias. Entretanto, raramente a temperatura é um fator estruturador em áreas tropicais, pois permanece relativamente estável durante todo o ano, enquanto o oxigênio poderia restringir a distribuição e os movimentos dos peixes (BLABER, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2002).

Padrões de riqueza de espécies em habitats estuarinos são alterados pela presença de espécies de água doce capazes de colonizar estes ambientes durante a estação úmida quando as salinidades diminuem, mas também por espécies marinhas que usam os estuários quando as salinidades aumentam na estação seca, ou durante algum estágio de seu desenvolvimento ontogenético (SOSA-LÓPEZ *et al.*, 2007). Várias características bióticas e abióticas permitem a coexistência de algumas espécies de peixes de diferentes origens (marinhas e dulcícolas) e que coexistem em um estágio em particular, especialmente quando juvenis (BECK *et al.*, 2001; ELLIOTT *et al.*, 2007). Isto leva a uma grande diversidade de espécies determinadas pelas tolerâncias às mudanças ambientais, sejam espaciais ou



temporais, nesses ecossistemas (WHITFIELD, 1999). De fato, a maioria das espécies que habitam estuários toleram flutuações de salinidade, mas seu nível de adaptabilidade e tolerância fisiológica determina o padrão de zonação evidenciado (WHITFIELD, 1999; JAUREGUIZAR *et al.*, 2003). Tal como acontece com alguns estuários tropicais e subtropicais (FRANCO *et al.*, 2006; SHEAVES, 2006; SELLESLAGH; AMARA, 2008), a composição e as variações temporais da ictiofauna tem sido descrita para os estuários do Atlântico Oeste, com diferentes riquezas, abundâncias, dominâncias ou composições ao longo do ano em planícies de maré e praias estuarinas (VENDEL *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2004, 2006; HACKRADT *et al.*, 2011).

Em estuários, a variabilidade espacial na composição das assembleias de peixes tem sido atribuída a um número de variáveis que atuam em uma hierarquia de escalas. Em um contexto regional, existe evidência que a composição pode ser influenciada por fatores como largura da boca, área de manguezal e pluviosidade, entre outros fatores mais abrangentes, ou mesmo a regulação do fluxo dos rios por barramentos dependendo da intensidade das chuvas nas diferentes bacias hidrográficas (BAKER *et al.*, 2015; VASCONCELOS *et al.*, 2015; PASQUAUD *et al.*, 2015). Por outro lado, Sheaves (2016) explica que marcadas diferenças podem acontecer de estuário para estuário mesmo quando são geograficamente próximos, devido, por exemplo, as correntes marinhas influenciarem na dispersão de larvas de peixes não residentes.

Recentemente a funcionalidade de guildas ecológicas tem sido integrada nos estudos de comunidades de peixes, com aplicações em estuários da Europa (SELLESLAGH *et al.*, 2009, NICOLAS *et al.*, 2010) e África (HARRISON; WHITFIELD, 2008; ECOUTIN *et al.*, 2010). As revisões de Elliott *et al.*, (2007) e Noble *et al.*, (2007) tem sido amplamente utilizadas para descrever as assembleias estuarinas e oferecer uma oportunidade para comparar e contrastar estuários de diferentes áreas geográficas de modo sistemático. Com o objetivo de obter uma visão holística na estrutura das comunidades biológicas em um ambiente em particular, o uso de taxonomia tradicional juntamente com a abordagem funcional é atualmente uma excelente opção para obter um quadro representativo (FRANCO *et al.*, 2008). Conhecer os traços funcionais das assembleias de peixes é um ótimo caminho para entender sua função ecológica no ambiente (BLABER, 2000), já que a designação de grupos funcionais simplifica a estrutura e a dinâmica de ecossistemas, facilitando a compreensão da interação de fatores (BLONDEL, 2003), como variações espaço-temporais associados ao uso dos recursos. Além disso, aspectos funcionais podem ser indicadores da saúde do ecossistema e também são ferramentas que podem ajudar a tomar decisões

relacionadas ao manejo dos ambientes estuarinos (MATHIESON *et al.*, 2000), além de enfatizar a importância desses ambientes como rotas de migração, alimentação e abrigo para inúmeras espécies (ELLIOTT *et al.*, 2007; FRANCO *et al.*, 2008).

A determinação de grupos funcionais tem sido largamente utilizada para descrever a estrutura das assembleias de peixes de estuários agrupando as espécies de acordo com seu nível trófico, estratégia reprodutiva e uso do estuário (LOBRY *et al.*, 2003; ELLIOTT *et al.*, 2007; FRANCO *et al.*, 2008; SELLESLAGH *et al.*, 2009). A diversidade de traços de ciclo de vida, de uso de habitats e posição trófica entre os peixes pode estruturar o funcionamento do ecossistema, e assim, examinar esses fatores é útil para o entendimento de como um ecossistema funciona (ELLIOTT *et al.*, 2007).

Estuários requerem atenção adicional pelo crescente aumento populacional humano em seu entorno e intensas atividades antrópicas que frequentemente afetam a qualidade da água e a biodiversidade aquática e terrestre adjacente (VIANA *et al.*, 2010, 2012; SANTANA *et al.*, 2015). Além disso, o alto valor econômico de seus benefícios, como fontes de renda através da extração de seus recursos e no fornecimento de itens alimentares para as populações humanas é bem documentado (BASÍLIO; GARCEZ, 2014; GLASER; DIELE, 2004; ISAAC *et al.*, 2009; LAMBERTH; TURPIE, 2003, ORTIZ; WOLFF, 2004,).

Esse estudo procura preencher a lacuna de conhecimento a respeito da distribuição espacial e temporal da assembleia de peixes e sua função nos ecossistemas de pequenos estuários da costa cearense. Os objetivos deste estudo foram testar se as estruturas das assembleias mudam entre as zonas estuarinas, assim como entre os períodos do ano e entre estuários. Desse modo, este estudo direciona as seguintes questões: (1) existem diferentes estruturas taxonômica e funcional das assembleias de peixes entre ecossistemas estuarinos? (2) qual a similaridade espacial e temporal do ponto de vista taxonômico e funcional? (3) quais das variáveis avaliadas (salinidade e/ou tipo de substrato) possuem maior influência sobre a estrutura taxonômica e funcional das assembleias?

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área do estudo

O clima que caracteriza a região de estudo, segundo classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2014), é a zona tropical com verão seco do tipo “As” (valores médios entre 1000 e 1300 mm anuais), com deficiência hídrica moderada a baixa, mas ainda com grande influência do clima semiárido “BSh” no aporte hídrico. A Zona de Convergência Intertropical é responsável pelo estabelecimento da quadra chuvosa em fevereiro, a qual atinge sua posição no Hemisfério Sul, começando seu retorno ao Hemisfério Norte em maio, quando o período chuvoso entra em declínio (ZANELLA, 2005). A região possui marés semidiurnas, com variação média entre 0.0 a 3.0, sendo considerada de mesomaré de acordo com McLusky e Elliott (2004). Os estuários da costa cearense avaliados neste estudo (FIGURA 8) configuram regimes hídricos negativos, mostrando escassa contribuição de água doce de drenagem continental em grande parte do ano (período seco: junho a janeiro), produzindo maior concentração salina das águas estuarinas em relação ao oceano Atlântico adjacente (*sensu* POTTER *et al.*, 2010). As vazões fluviais resultantes são, em grande parte, determinada pelos reservatórios ao longo de suas bacias hidrográficas, segundo Molisani *et al.* (2006). Os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti objetos deste estudo e influenciados pelas características anteriormente mencionadas, estão localizados entre as coordenadas 3°24’20”S 39°03’52”W (oeste) e 4°22’44”S 37°51’10”W (leste da costa do Estado do Ceará).

O estuário do rio Choró está situado entre os municípios de Cascavel (mais precisamente no distrito de Barra Nova) e Beberibe, a 72 km de Fortaleza, litoral leste do estado do Ceará. O rio Choró nasce no município de mesmo nome, e no seu percurso abastece os reservatórios Pompeu Sobrinho (~7 km<sup>2</sup>) e Pacajus (~31 km<sup>2</sup>), sua bacia hidrográfica possui 250 km<sup>2</sup>. O estuário formado por este rio é do tipo barra, com dunas móveis e fixas em formação, e possui uma vazão de 9 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco. O rio Curu se estende por 195 km, drenando mais de 15 municípios cearenses e possui uma área de bacia hidrográfica de 1891 km<sup>2</sup>. Sua nascente está localizada na Serra do Machado e em seu percurso estão inseridos quatro reservatórios, dentre eles o General Sampaio, localizado no município de mesmo nome, e o açude Pereira de Miranda, no município de Pentecoste. O estuário do rio Curu situa-se na divisa entre os municípios de Paracuru e Paraipaba, a 85 km de Fortaleza. É um estuário do tipo barra e possui vazão de 21 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco. O rio Pacoti nasce na vertente oriental da Serra de Baturité, no município de

Pacoti. Percorre 112 km até sua foz, na divisão municipal entre Fortaleza e Aquiraz. Sua bacia hidrográfica drena uma área de 1283,63 km<sup>2</sup> com um perímetro total de 345,5 km. Em seu percurso abastece 12 reservatórios, entre os quais o Acarape do Meio e o Pacoti. Seu estuário é do tipo planície de inundação com vazão de 19 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco (ZEE, 2005a; MOLISANI *et al.*, 2006; SANTANA *et al.*, 2015).

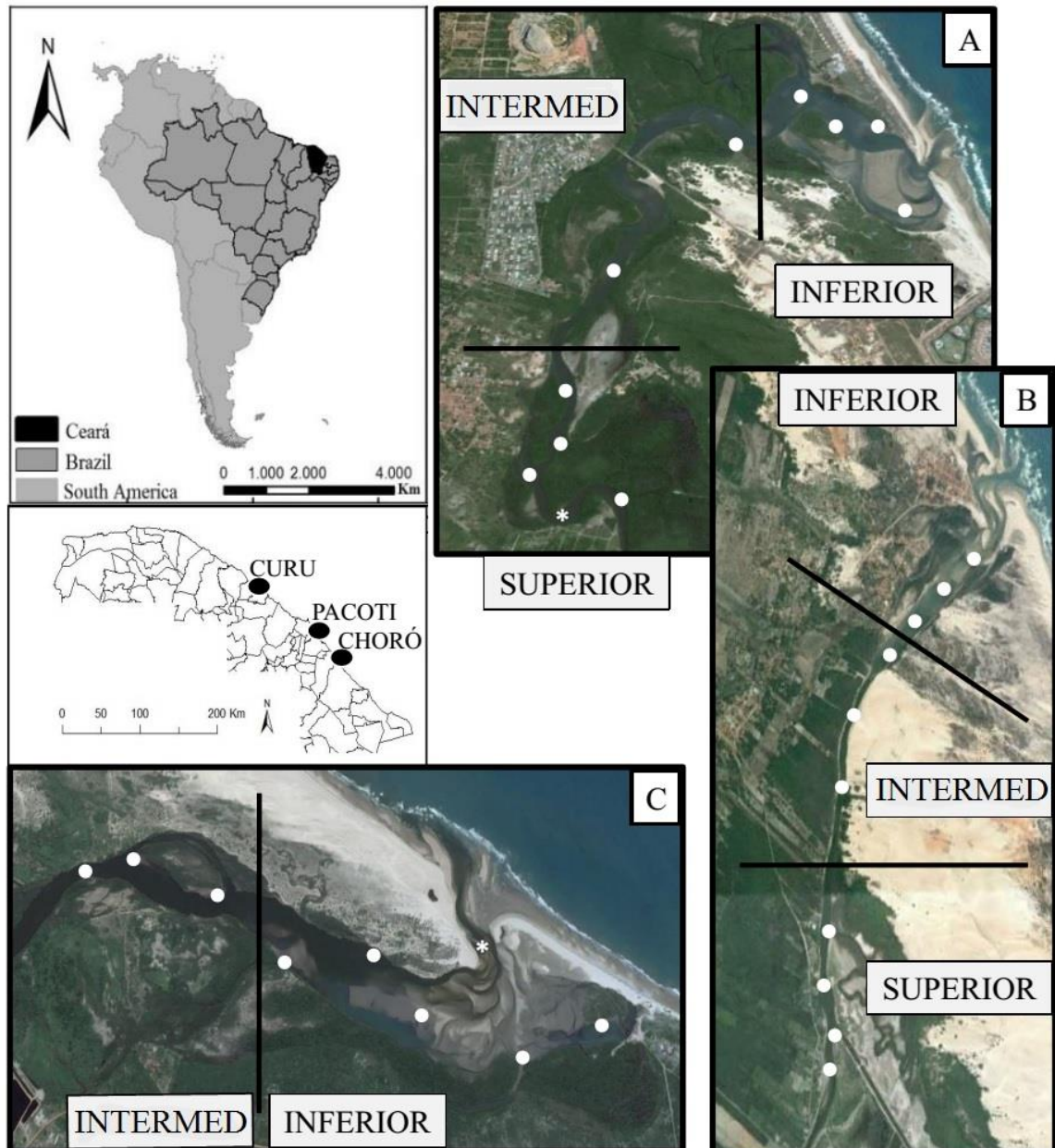


Figura 8 – Estuários dos rios Pacoti (A), Choró (B) e Curu (C) com os respectivos pontos amostrados nas zonas inferior, intermediária e superior. Asteriscos referentes a pontos utilizados apenas nas análises temporais e entre estuários, nos quais foi utilizado apenas tarrafa na captura dos peixes.

## 2.2 Amostragem

Cinco coletas de peixes foram realizadas em cada estuário compreendendo intervalos bimestrais (Choró: 11/2014 a 08/2015; Curu: 11/2014 a 08/2015; Pacoti: 12/2014 a 09/2015). As capturas de peixes foram padronizadas com rede de arrasto de praia de 25 m de comprimento e 2 m de altura, de 12 mm de malha, e tarrafa de 3,5 m de altura com 25 mm de malha. Os arrastos foram realizados em áreas litorâneas em profundidades entre 0,5 m e 1,5 m, dependendo do ponto e da maré. As amostragens com tarrafas nos canais principais dos estuários foram realizadas em maior amplitude de profundidade (entre 1,0 m e 3,5 m). Cada arrasto percorreu em torno de 200 m<sup>2</sup> de área estuarina de acordo com a equação:  $A = D \times L$ , onde A é a área, D é a distância da margem (10 m) e L é o comprimento da rede efetivamente utilizado (20 m). Cada arremesso de tarrafa compreendeu uma abertura total de 10 m<sup>2</sup>, correspondente a área de um círculo ( $\pi r^2$ ) e foi lançada por pescadores artesanais locais. O número de indivíduos e a biomassa em gramas de cada espécie foram divididos pelo número de lances de cada ferramenta, obtendo valores em metros quadrados. Devido à seletividade dos aparelhos quanto às espécies e aos tamanhos dos indivíduos capturados, procurou-se reunir os dados padronizados provenientes dos dois aparelhos e gerar unidades de densidade (indivíduos/100 m<sup>2</sup>) e biomassa (gramas/100 m<sup>2</sup>) conjuntas.

No estuário do rio Choró foram amostrados 10 pontos ao todo (três pontos na zona inferior, três na intermediária e quatro na superior), no Curu foram amostrados nove pontos (seis na inferior e três na intermediária) e no Pacoti 11 pontos (quatro na inferior, dois na intermediária e cinco na superior) (FIGURA 8). Os pontos amostrados abrangeram a composição da ictiofauna longitudinalmente nos estuários. O estuário do rio Choró compreendeu pontos entre 0,82 km e 5,04 km de distância para a boca do estuário. No estuário do rio Pacoti foram amostrados pontos entre 0,36 km e 5,90 km de sua boca. O estuário do rio Curu compreendeu menor amplitude longitudinal amostrada, com pontos entre 0,28 km a 2,85 km do mar. Todas as coletas foram realizadas no intervalo entre a metade do período da maré vazante e metade do período da maré enchente, compreendendo sempre maré baixa de quadratura, em horários diurnos, e foram autorizadas pelo ICMBio/SISBio (Licença nº 43014-3).

Os peixes coletados foram condicionados em sacos plásticos identificados, crioanesteciados e, ao final das atividades em campo, fixados em formol 10%. Após 48 horas eram preservados em álcool 70% no Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UFC. A literatura consultada para a identificação das espécies pode ser conferida no Capítulo 1.

### 2.3 Compilação e análise dos dados

Em cada ponto (FIGURA 8) a salinidade foi medida na superfície da água com refratômetro e estimada a porcentagem de cada tipo de substrato, que foi classificado a partir de sua consolidação em: arenoso (partículas menores que 2 mm e maiores que 0,05 mm, as quais são visíveis a olho nu, com sensação áspera quando esfregada em mãos), siltiloso (partículas menores que 0,05 mm e maiores que 0,002 mm, com sensação de maciez, baixa pegajosidade ou plasticidade) ou argiloso (partículas menores que 0,002 mm, de aspecto pegajoso e plástico) (BRADY; WEIL, 2013).

A salinidade, as porcentagens de cada tipo de substrato e largura do rio (esta última obtida no Google Earth, 2016) foram utilizadas como critério para definir neste estudo as zonas estuarinas em inferior, intermediária e superior. A zona inferior compreendeu trecho com valores de salinidade próximos ao do mar (35-37), com substratos predominantemente arenosos e siltilosos, e as maiores larguras do rio (entre 300 m e 500 m) dependendo do estuário avaliado. A zona superior foi definida a partir do trecho que apresentou água doce (salinidade zero) no período chuvoso, ainda com influência da maré; esse trecho apresentou substratos siltilosos e principalmente argilosos e a largura do rio variou de 50 m a 65 m. A zona intermediária compreendeu o intervalo entre as zonas inferior e superior definidas acima, com salinidades variando entre 30 e 6 no sentido montante no período chuvoso, e contribuições mais equitativas dos três tipos de substratos. A distância entre as margens nessa zona variou de 75 m a 160 m. Por problemas logísticos o estuário do rio Curu foi o único que seu gradiente não foi totalmente amostrado, compreendendo apenas as zonas inferior e intermediária (FIGURA 8).

Os perfis longitudinais de salinidade foram classificados em hipersalinos (quando apresentando gradiente crescente de salinidade no sentido jusante-montante), salinos (quando apresentando perfil homogêneo de salinidade com valores oceânicos) e em gradiente salino (gradiente estuarino clássico jusante-montante). Os perfis de salinidade de cada estuário foram submetidos a um teste de Kruskal-Wallis, seguido por teste *a posteriori* de Mann-Whitney (ZAR, 2010), para verificar a existência de diferenças nos perfis de salinidade entre as coletas. Devido à segunda coleta no estuário do rio Pacoti ter sido fragmentada em períodos com perfis de salinidade totalmente diferenciados (a única coleta com essa problemática), a mesma foi excluída dessa análise e de todas as análises espaciais e temporais. A riqueza de espécies de cada ponto de amostragem foi correlacionada com a distância para o mar (em quilômetros, seguindo a conformação do rio) com teste de correlação de Spearman.

Os dados de abundância (ind/100m<sup>2</sup>) foram transformados utilizando distância de Hellinger, e posteriormente convertidos em matrizes de similaridades usando coeficientes de Bray-Curtis a fim de serem plotados numa ordenação gerada por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para evidenciar variações temporais, espaciais e entre os estuários quanto a composição em espécies, em famílias, em grupos funcionais de uso do ambiente estuarino e em grupos funcionais tróficos. Para verificar se as estruturas das assembleias são estatisticamente diferenciadas ao longo do ano (temporalmente), de acordo com as zonas estuarinas (espacialmente) e entre os estuários, foram conduzidas PERMANOVAs (ANDERSON, 2001). O nível de significância desses testes foi alterado pela correção de Bonferroni para as análises entre os estuários ( $\alpha=0,05/3 = 0,016$ ) e análises temporais de cada estuário ( $\alpha=0,05/10 = 0,005$  para Choró e Curu,  $\alpha=0,05/6 = 0,008$  para o Pacoti). Para as análises espaciais de cada estuário foi considerado  $\alpha=0,05$ . As espécies, famílias e grupos funcionais responsáveis pelas discriminações temporais, espaciais e entre estuários foram identificadas usando análise de similaridade de porcentagens, SIMPER (CLARKE, 1993).

As análises espaciais nos estuários dos rios Choró e Pacoti compreenderam apenas as zonas inferior e superior devido aos poucos pontos amostrados na zona intermediária; e por serem estuários de pequeno porte, praticamente não existe delimitação de suas zonas intermediárias. As mesmas análises para o estuário do rio Curu compreenderam somente as zonas inferior e intermediária perante problemas logísticos de acesso a zona superior. Devido diferentes quantidades de pontos amostrados nas zonas para alguns estuários, o número de pontos amostrados em cada zona foi balanceado para as análises espaciais, dando preferência para pontos mais à jusante e à montante para as zonas inferior e superior, respectivamente.

As espécies foram classificadas de acordo com o uso do ambiente estuarino em marinha-visitantes (MS), marinhas estuarino-opportunistas (MO), marinhas estuarino-dependentes (MD), estuarinas (E) e dulcícola-visitantes (FS) (POTTER *et al.*, 2015). As espécies classificadas como estuarinas compreenderam a junção de quatro outras guildas perante incertezas quanto à classificação a fundo dessas espécies (unicamente estuarinas, estuarina e marinha, estuarina e dulcícola, e estuarina-migrantes, segundo POTTER *et al.*, 2015). Os critérios e a bibliografia base para esta classificação estão descritos no Capítulo 1 desta dissertação.

As espécies foram classificadas por grupo trófico em detritívoras (DV), herbívoras (HV), zooplactívoras (ZP), zoobentívoras (ZB), onívoras (OV, ou OVp quando consumindo apenas organismos planctônicos), piscívoras (PV) e oportunistas (OP) (adaptado

de ELLIOTT *et al.*, 2007). Espécies detritívoras são aquelas que se alimentam de detritos e/ou microfítobentos; herbívoras se alimentam de macroalgas/macrófitos; zooplancívoras se alimentam de zooplâncton, em predominância; onívoro-planctônicas consomem fitoplâncton e zooplâncton; onívoras são aquelas que consomem desde plantas em geral a invertebrados da infauna e epifauna; piscívoras consomem principalmente peixes, mas também podem preda invertebrados bentônicos; e oportunistas são espécies que possuem um leque muito amplo de itens consumidos que não pode ser encaixado nas categorias acima (ELLIOTT *et al.*, 2007). As espécies foram classificadas nessas categorias a partir de Araújo *et al.* (2009), Araújo *et al.* (2016), Barros *et al.* (2013), Brenner e Krumme (2007), Campos *et al.*, (2015), Castillo-Rivera *et al.* (2007), Chaves e Vendel (2008), Contente *et al.* (2012), Denadai *et al.* (2012), Denadai *et al.* (2013), Figueiredo e Pessanha (2015), Froese e Pauly (2016), Gay *et al.* (2002), Lopes (1999), Paiva *et al.* (2008), Passos *et al.* (2013), Pessanha *et al.* (2015), Ramos *et al.* (2014), Silva *et al.* (2001), Tonini *et al.* (2007) e Zahorcsak *et al.* (2000). Foi dada ênfase a literatura trófica em ambiente estuarino e com base nos tamanhos dos indivíduos coletados (ver APÊNDICE A), visto que as espécies podem apresentar alterações no uso de recursos tróficos dependendo do estágio ontogenético.



### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Características abióticas

Os estuários dos rios Choró e Pacoti apresentaram substratos arenosos e siltosos, predominantemente, nas suas zonas inferiores; e siltosos e argilosos nas suas zonas superiores. A zona intermediária desses estuários apresentaram as três naturezas de substrato de modo mais equitativo. O estuário do rio Curu se diferencia dos demais por apresentar uma barra bem desenvolvida e além do substrato arenoso e siltoso, possui grande quantidade de sedimentos argilosos na sua zona inferior, acumulando sedimento argiloso adjacente à barra que tipifica o estuário. Sua zona intermediária também apresentou os substratos dos três tipos em proporções equivalentes (TABELA 5).

Tabela 5 – Disposição relativa dos tipos de substratos ao longo das zonas estuarinas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti obtida a partir da média entre os pontos amostrados em cada zona.

ESTUÁRIO	CHORÓ			CURU		PACOTI			
	ZONA	Inferior	Interm.	Superior	Inferior	Interm.	Inferior	Interm.	Superior
AREIA (%)		65	33	0	15	27	67	25	0
SILTE (%)		30	34	10	44	47	28	23	19
ARGILA (%)		5	33	90	41	26	5	52	81

Os três estuários apresentaram perfis hipersalinos entre novembro de 2014 e fevereiro de 2015 devido ao padrão de estiagem na segunda metade do ano na região. Todos os estuários apresentaram perfis longitudinais hipersalinos ou salinos ao longo de quase todo o ano, exceto no período entre o final de Fevereiro e Maio/2015, o qual está inserido na quadra chuvosa da região (Fevereiro a Maio). O estuário do rio Curu apresentou um atraso em apresentar gradiente salino no período chuvoso, pois em Março/2015 ainda havia perfil totalmente salino em todo o comprimento avaliado. Nesse mesmo mês para os estuários dos rios Choró e Pacoti aportes de água doce foram detectados através das menores salinidades mensuradas. Em junho/2015 o perfil salino foi incrementando nos estuários (FIGURA 9, TABELA 6).

O estuário do rio Choró apresentou salinidades entre 34 e 38 na zona inferior no período seco e 26 a 35 no chuvoso; na zona intermediária apresentou 35 a 42 no período seco e 6 a 8 no chuvoso; sua zona superior apresentou as maiores diferenças entre os períodos seco e chuvoso, com 39 a 45 e 0 a 11, respectivamente. O estuário do rio Pacoti apresentou salinidades entre 35 e 41 na zona inferior no período seco e 17 a 30 no chuvoso; na zona

intermediária apresentou 35 a 44 no período seco e 13 a 15 no chuvoso; sua zona superior também apresentou as maiores diferenças entre os períodos seco e chuvoso, com 27 a 50 e 0 a 2, respectivamente. O estuário do rio Curu apresentou salinidades entre 31 e 38 na zona inferior no período seco e 32 a 37 no chuvoso; na zona intermediária apresentou 33 a 40 no período seco e 15 a 20 no chuvoso (FIGURA 9).

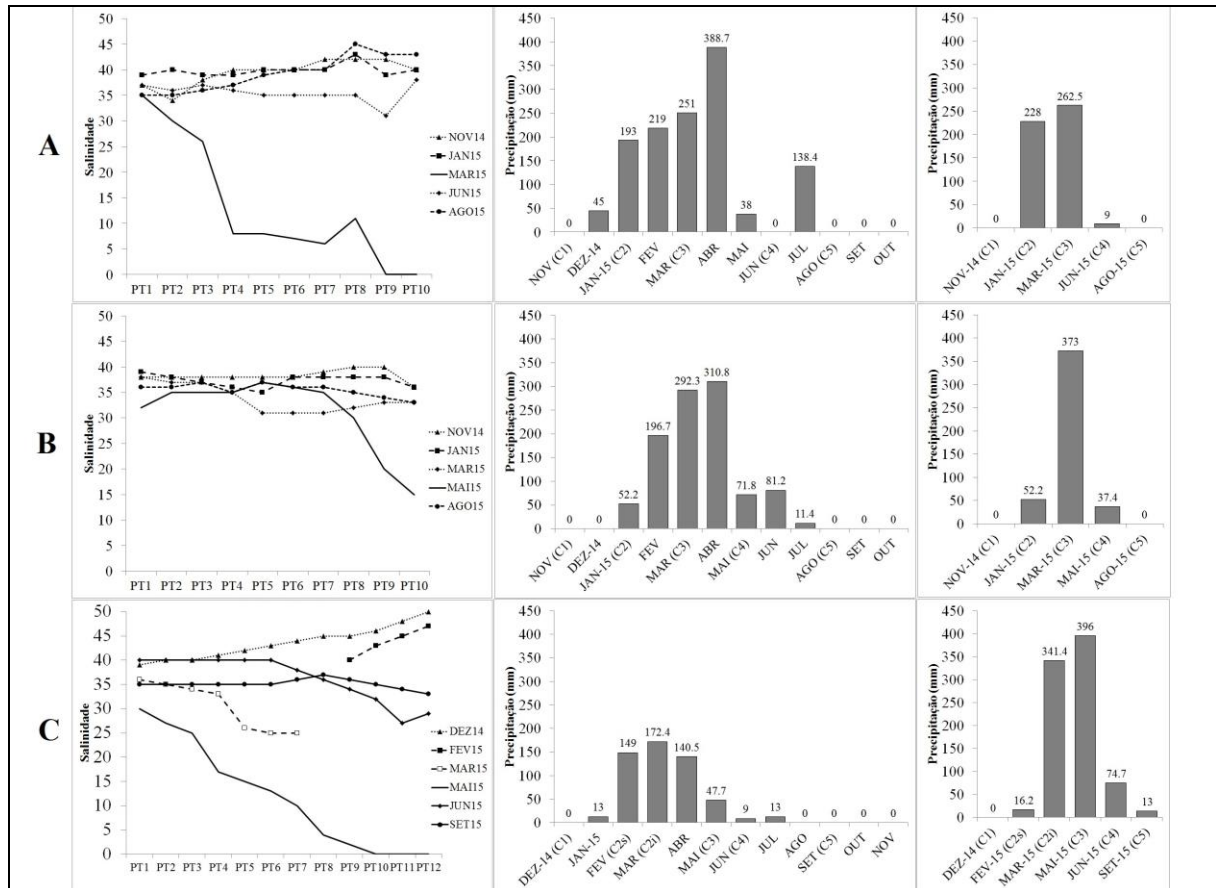


Figura 9 – Perfis longitudinais de salinidade, precipitações pluviométricas mensais ao longo do período do estudo e precipitações pluviométricas acumuladas 30 dias antes de cada coleta, nos estuários dos rios Choró (A), Curu (B) e Pacoti (C). C: identificação das coletas de 1 a 5 em cada estuário.

Os testes de Kruskal-Wallis mostraram congruência nas condições de salinidade para os perfis hipersalinos, salinos e de gradiente salino. Apenas para o estuário do rio Curu os perfis salinos foram semelhantes ao perfil com gradiente salino, provavelmente devido a não amostragem na sua zona superior. Porém, devido a não continuidade bem definida dos perfis de salinidade ao longo do ano, ou seja, perfis hipersalinos separados por perfis salinos e gradientes salinos, optou-se por comparar as assembleias de cada ocasião de coleta separadamente em vez de reunir dados produzindo médias ou abundâncias relativas das espécies provenientes de mesmos perfis longitudinais de salinidade (TABELAS 6 e 7).

Tabela 6 – Diferentes períodos no ano amostrados em cada ocasião de coleta e descrição de seus perfis de salinidade, mostrando os valores da boca até o ponto amostrado mais a montante, e o máximo de salinidade nesse intervalo espacial.

<b>Estuário</b>	<b>Data</b>	<b>Período do ano</b>	<b>Perfil de salinidade [máx]</b>
<b>Choró até ~5 km a montante</b>			
Coleta 1	26,27 Nov-2014	Seco	Hipersalino (37-40) [42]
Coleta 2	26,27 Jan-2015	Final seco	Hipersalino (39-40) [43]
Coleta 3	27,28 Mar-2015	Chuvoso	Gradiente salino (35-0) [35]
Coleta 4	10,11 Jun-2015	Final chuvoso	Salino (37-38) [38]
Coleta 5	21,22 Ago-2015	Início seco	Hipersalino (35-43) [43]
<b>Curu até ~3 km a montante</b>			
Coleta 1	04,05 Nov-2014	Seco	Hipersalino (38-36) [40]
Coleta 2	12,13 Jan-2015	Final seco	Hipersalino (36-36) [39]
Coleta 3	13,14 Mar-2015	Início chuvoso	Salino (35-33) [38]
Coleta 4	27,28 Mai-2015	Chuvoso	Gradiente salino (35-15) [37]
Coleta 5	24,25 Ago-2015	Início seco	Salino (35-33) [37]
<b>Pacoti até ~6 km a montante</b>			
Coleta 1	26,31 Dez-2014	Seco	Hipersalino (39-50) [50]
Coleta 2*	18 Fev, 19 Mar-2015	Final seco, Chuvoso	Hipersalino (40-47), Gradiente (36-25)
Coleta 3	01,02 Mai-2015	Chuvoso	Gradiente salino (30-0) [30]
Coleta 4	21,22 Jun-2015	Final chuvoso	Salino (40-29) [40]
Coleta 5	07,12 Set-2015	Seco	Salino (35-33) [37]

\*coleta fragmentada, zona superior realizada em Fevereiro/2015 e zonas inferior e intermediária em Março/2015.

Tabela 7 – Média e desvio padrão da salinidade e teste dos perfis de salinidade de cada ocasião de coleta por Kruskal-Wallis. HIP: perfil hipersalino, SAL: perfil salino, GRA: gradiente salino no período chuvoso. Sobrescritos (a,b,c) indicam resultados dos testes Mann-Whitney *post hoc* com correção de Bonferroni para os valores de *p*.

<b>CHORÓ</b>			<b>CURU</b>			<b>PACOTI</b>		
<b>Coleta</b>	<b>Perfil</b>	<b>Salinidade</b>	<b>Coleta</b>	<b>Perfil</b>	<b>Salinidade</b>	<b>Coleta</b>	<b>Perfil</b>	<b>Salinidade</b>
Nov/2014	HIP	39,6 ± 2,5 <sup>a</sup>	Nov/2014	HIP	38,3 ± 1,2 <sup>a</sup>	Dez/2014	HIP	43,6 ± 3,4 <sup>a</sup>
Jan/2015	HIP	39,9 ± 1,2 <sup>a</sup>	Jan/2015	HIP	37,3 ± 1,3 <sup>a</sup>	Fev-Mar/15	-	-
Mar/2015	GRA	13,1 ± 12,6 <sup>b</sup>	Mar/2015	SAL	33,8 ± 2,7 <sup>b</sup>	Mai/2015	GRA	11,9 ± 11,1 <sup>b</sup>
Jun/2015	SAL	35,5 ± 1,9 <sup>c</sup>	Mai/2015	GRA	31,0 ± 7,5 <sup>b</sup>	Jun/2015	SAL	36,3 ± 4,8 <sup>c</sup>
Ago/2015	HIP	39,3 ± 3,6 <sup>a</sup>	Ago/2015	SAL	35,5 ± 1,3 <sup>b</sup>	Set/2015	SAL	35,1 ± 1,0 <sup>c</sup>
Kruskal-W	KW= 32,2; P<0,001		KW=28,0; P<0,001			KW=38,1; P<0,001		

### 3.2 Características da ictiofauna

Um total de 14.786 espécimes (114,4 kg) foi coletado nos três estuários, correspondendo a 98 espécies de peixes distribuídas em 19 ordens, 43 famílias e 73 gêneros, (TABELA 7). Poucas espécies dominaram em abundância (ind/100m<sup>2</sup>) ou biomassa (g/100m<sup>2</sup>), sendo seis espécies as mais representativas em abundância que somam 66,5% da contribuição total das assembleias: *Eucinostomus argenteus*, *Mugil curema*, *Atherinella brasiliensis*, *Lile piquitinga*, *Diapterus auratus* e *Sphoeroides testudineus*. A ordem de importância em biomassa foi diferente, mas compreende as mesmas espécies, perfazendo 67% da biomassa total amostrada. Mais de 70% das espécies são pouco abundantes (<0,5%) tanto em número de indivíduos quanto em biomassa (TABELA 8, FIGURA 10).

Os grupos funcionais de uso do ambiente estuarino mais representativos em número de espécies foram as marinhas estuarino-dependentes compreendendo cerca de 40%, seguido pelo das marinhas estuarino-oportunistas. Quanto à abundância e biomassa, as marinhas estuarino-dependentes permanecem na frente com 66,7% e 62,3%, respectivamente. Já as estuarinas ficam em segundo lugar (N= 28,9%, B= 31,5%). Os grupos funcionais das marinha-visitantes e das estuarinas tiveram iguais contribuições em número de espécies (14), enquanto a dulcícola-visitante foi representada por apenas cinco espécies (TABELA 8, FIGURA 11). As marinha-visitantes (N< 1,2%, B< 1,6%) e dulcícola-visitantes (N< 0,5%, B< 0,5%) foram baixos em abundância e biomassa (TABELA 8).

As espécies zoobentívoras foram as mais representativas dentre os grupos tróficos com cerca de 50% das espécies, seguido pelas onívoras, piscívoras e oportunistas que juntas somam 30% das espécies. Os grupos tróficos das detritívoras, zooplantívoras, onívoro-planctônicas e herbívora (esta última representada unicamente pela espécie *Sparisoma radians*) compreenderam uma riqueza menor de espécies (TABELA 8, FIGURA 11). Com relação à contribuição em abundância e biomassa, existe menor proporção entre os grupos tróficos, com zoobentívoros dominando (N= 48,6%, B= 45,4%), seguido pelos detritívoros com 15,8% e 34,5% em abundância e biomassa, respectivamente. Em menor proporção foram obtidos os oportunistas (N= 14,7%, B= 8,7%) e onívoro-planctônicos (N= 13,6%, B= 5,1%), este último principalmente por causa de *L. piquitinga*, uma das seis espécies mais abundantes nos estuários (TABELA 8).

A riqueza de espécies não esteve relacionada com a distância para o mar (FIGURA 12). A zona inferior do estuário do rio Choró apresentou, no total, 52 espécies (média de  $27 \pm 5$  por coleta), a zona intermediária 58 espécies ( $28 \pm 7$ ) e a superior 49 ( $26 \pm$

5). No Pacoti as zonas também obtiveram valores equitativos, com 40 espécies na zona inferior ( $18 \pm 7$ ), 47 na zona intermediária ( $22 \pm 3$ ) e 48 na superior ( $27 \pm 5$ ). O estuário do rio Curu obteve 49 espécies na zona inferior ( $27 \pm 2$ ) e 52 na zona intermediária (média de  $28 \pm 7$  por coleta).

Tabela 8 – (continua) Espécies de peixes coletadas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU) e Pacoti (PA) entre Novembro de 2014 e Setembro de 2015. O: frequência de ocorrência das espécies nas coletas (ra: rara, ac: acessória, fr: frequente); N(%): abundância relativa das espécies a partir dos dados de ind/100m<sup>2</sup> (pA: pouco abundante, mA: moderadamente abundante, A: abundante, MA: muito abundante); B(%): biomassa relativa das espécies a partir dos dados de gramas/100m<sup>2</sup> (pA, mA, A, MA); GE: grupo funcional de uso do ambiente estuarino (MS: marinha estuarina-visitante, MO: marinha estuarina-opportunista, MD: marinha estuarina-dependente, E: estuarina, FS: dulcícola estuarina-visitante); GT: grupo funcional trófico (DV: detritívora, HV: herbívora, ZP: zooplancívora, ZB: zoobentívora, OV: onívora, OVp: onívora-planctônica, PV: piscívora, OP: oportunista). (?): único espécime coletado com 2,4 cm de comprimento-padrão.

TÁXON	CH	CU	PA	O(%)	N(%)	B(%)	GE	GT
<b>MYLIOBATIFORMES</b>								
<b>Dasyatidae (DAS)</b>								
<i>Dasyatis guttata</i>	X		X	26,7(ac)	<0,1(pA)	0,8(mA)	MD	ZB
<b>ELOPIFORMES</b>								
<b>Elopidae (ELO)</b>								
<i>Elops saurus</i>	X		X	26,7(ac)	0,7(mA)	0,2(pA)	MD	PV
<b>ALBULIFORMES</b>								
<b>Albulidae (ALB)</b>								
<i>Albula vulpes</i>		X		6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZB
<b>ANGUILLIFORMES</b>								
<b>Ophichthidae (OPH)</b>								
<i>Myrichthys ocellatus</i>	X	X	X	33,3(ac)	<0,1(pA)	0,1(pA)	MO	ZB
<b>CLUPEIFORMES</b>								
<b>Engraulidae (ENG)</b>								
<i>Anchoa hepsetus</i>	X			6,7(ra)	0,2(pA)	<0,1(pA)	MO	OV
<i>Anchoa spinifer</i>	X	X		26,7(ac)	0,3(pA)	<0,1(pA)	MO	OV
<i>Anchovia clupeioides</i>	X	X	X	93,3(fr)	1,5(mA)	0,6(mA)	MD	OV
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	OVp
<i>Cetengraulis edentulus</i>	X	X		33,3(ac)	0,1(pA)	0,1(pA)	MO	OVp
<i>Lycengraulis grossidens</i>	X	X	X	93,3(fr)	3,0(A)	0,4(pA)	E	ZB
<b>Clupeidae (CLU)</b>								
<i>Lile piquitinga</i>	X	X	X	100,0(fr)	11,4(MA)	3,6(A)	MD	OVp
<i>Opisthonema oglinum</i>	X		X	40,0(ac)	2,0(A)	1,3(mA)	MO	OVp
<i>Rhinosardinia amazonica</i>	X	X		46,7(ac)	0,8(mA)	0,2(pA)	E	ZP
<b>CHARACIFORMES</b>								
<b>Characidae (CHA)</b>								
<i>Astyanax bimaculatus</i>		X	X	13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	FS	OV
<i>Astyanax sp.</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	FS	OV
<i>Moenkhausia costae</i>	X		X	13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	FS	OV
<b>Serrasalminidae (SES)</b>								

Tabela 8 – (continuação) Espécies de peixes coletadas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU) e Pacoti (PA) entre Novembro de 2014 e Setembro de 2015. O: frequência de ocorrência das espécies nas coletas (ra: rara, ac: acessória, fr: frequente); N(%): abundância relativa das espécies a partir dos dados de ind/100m<sup>2</sup> (pA: pouco abundante, mA: moderadamente abundante, A: abundante, MA: muito abundante); B(%): biomassa relativa das espécies a partir dos dados de gramas/100m<sup>2</sup> (pA, mA, A, MA); GE: grupo funcional de uso do ambiente estuarino (MS: marinha estuarina-visitante, MO: marinha estuarina-oportunista, MD: marinha estuarina-dependente, E: estuarina, FS: dulcícola estuarina-visitante); GT: grupo funcional trófico (DV: detritívora, HV: herbívora, ZP: zooplactívora, ZB: zoobentívora, OV: onívora, OVp: onívora-planctônica, PV: piscívora, OP: oportunista). (?): único espécime coletado com 2,4 cm de comprimento-padrão.

<i>Serrasalmus rhombeus</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	FS	PV
<b>SIRULIFORMES</b>								
<b>Ariidae (ARI)</b>								
<i>Cathorops arenatus</i>	X			13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	OP
<i>Cathorops spixii</i>	X	X	X	66,7(fr)	0,3(pA)	0,4(pA)	E	OP
<i>Sciades herzbergii</i>	X	X	X	93,3(fr)	0,8(mA)	2,9(A)	E	OP
<i>Sciades parkeri</i>	X	X	X	53,3(fr)	0,4(pA)	0,4(pA)	E	OP
<b>AULOPIFORMES</b>								
<b>Synodontidae (SYN)</b>								
<i>Synodus foetens</i>	X			13,3(ra)	<0,1(pA)	0,1(pA)	MS	PV
<b>BATRACHOIDIFORMES</b>								
<b>Batrachoididae (BAT)</b>								
<i>Batrachoides surinamensis</i>	X	X		20,0(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	E	ZB
<i>Thalassophryne nattereri</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	ZB
<b>LOPHIIFORMES</b>								
<b>Antennariidae (ANT)</b>								
<i>Antennarius striatus</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<b>Ogcocephalidae (OGC)</b>								
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<b>MUGILIFORMES</b>								
<b>Mugilidae (MUG)</b>								
<i>Mugil curema</i>	X	X	X	100,0(fr)	12,8(MA)	28,5(MA)	MD	DV
<i>Mugil curvidens</i>	X	X	X	73,3(fr)	0,7(mA)	1,5(mA)	MD	DV
<i>Mugil liza</i>	X			13,3(ra)	<0,1(pA)	0,3(pA)	MD	DV
<i>Mugil rubrioculus</i>	X	X	X	46,7(ac)	0,4(pA)	1,9(mA)	MD	DV
<b>ATHERINIFORMES</b>								
<b>Atherinopsidae (ATH)</b>								
<i>Atherinella brasiliensis</i>	X	X	X	100,0(fr)	12,1(MA)	4,1(A)	E	OP
<b>BELONIFORMES</b>								
<b>Hemiramphidae (HEM)</b>								
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	X	X	X	80,0(fr)	0,5(mA)	0,9(mA)	MO	OV
<b>Belonidae (BEL)</b>								
<i>Strongylura marina</i>	X	X	X	53,3(fr)	0,2(pA)	0,3(pA)	MD	PV
<i>Strongylura timucu</i>	X	X	X	53,3(fr)	0,2(pA)	0,5(mA)	MD	PV
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>								
<b>Anablepidae (ANA)</b>								
<i>Anableps anableps</i>		X		6,7(ra)	0,2(pA)	0,4(pA)	MS	OV

Tabela 8 – (continuação) Espécies de peixes coletadas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU) e Pacoti (PA) entre Novembro de 2014 e Setembro de 2015. O: frequência de ocorrência das espécies nas coletas (ra: rara, ac: acessória, fr: frequente); N(%): abundância relativa das espécies a partir dos dados de ind/100m<sup>2</sup> (pA: pouco abundante, mA: moderadamente abundante, A: abundante, MA: muito abundante); B(%): biomassa relativa das espécies a partir dos dados de gramas/100m<sup>2</sup> (pA, mA, A, MA); GE: grupo funcional de uso do ambiente estuarino (MS: marinha estuarina-visitante, MO: marinha estuarina-oportunista, MD: marinha estuarina-dependente, E: estuarina, FS: dulcícola estuarina-visitante); GT: grupo funcional trófico (DV: detritívora, HV: herbívora, ZP: zooplactívora, ZB: zoobentívora, OV: onívora, OVp: onívora-planctônica, PV: piscívora, OP: oportunista). (?): único espécime coletado com 2,4 cm de comprimento-padrão.

<b>Poeciliidae (POE)</b>								
<i>Poecilia reticulata</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	FS	OP
<b>SYNGNATHIFORMES</b>								
<b>Syngnathidae (SYG)</b>								
<i>Hippocampus reidi</i>	X	X	X	26,7(ac)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	E	ZP
<i>Micrognathus erugatus</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZP
<i>Syngnathus pelagicus</i>	X	X	X	26,7(ac)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZP
<b>SCORPAENIFORMES</b>								
<b>Dactylopteridae (DAC)</b>								
<i>Dactylopterus volitans</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	0,1(pA)	MS	ZB
<b>Scorpaenidae (SCO)</b>								
<i>Scorpaena plumieri</i>	X		X	26,7(ac)	<0,1(pA)	0,1(pA)	MO	ZB
<b>Triglidae (TRI)</b>								
<i>Prionotus punctatus</i>	X		X	13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<b>PERCIFORMES</b>								
<b>Centropomidae (CEN)</b>								
<i>Centropomus parallelus</i>	X	X	X	73,3(fr)	0,9(mA)	1,7(mA)	MD	PV
<b>Serranidae (SER)</b>								
<i>Mycteroperca bonaci</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZP (?)
<b>Carangidae (CAR)</b>								
<i>Caranx latus</i>	X	X	X	86,7(fr)	0,7(mA)	0,2(pA)	MD	ZB
<i>Oligoplites palometa</i>	X	X	X	46,7(ac)	0,7(mA)	0,1(pA)	MD	PV
<i>Oligoplites saurus</i>	X	X	X	60,0(fr)	0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	PV
<i>Selene vomer</i>	X	X	X	46,7(ac)	0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZB
<i>Trachinotus falcatus</i>	X	X	X	26,7(ac)	<0,1(pA)	0,2(pA)	MO	ZB
<b>Lutjanidae (LUT)</b>								
<i>Lutjanus alexandrei</i>	X	X	X	73,3(fr)	0,2(pA)	0,1(pA)	MD	ZB
<i>Lutjanus analis</i>	X	X	X	80,0(fr)	0,3(pA)	0,3(pA)	MD	ZB
<i>Lutjanus apodus</i>	X	X	X	53,3(fr)	<0,1(pA)	0,2(pA)	MD	ZB
<i>Lutjanus griseus</i>	X	X	X	73,3(fr)	0,3(pA)	0,3(pA)	MD	ZB
<i>Lutjanus jocu</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	ZB
<i>Lutjanus synagris</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZB
<b>Gerreidae (GER)</b>								
<i>Diapterus auratus</i>	X	X	X	100,0(fr)	4,8(A)	3,7(A)	MD	ZB
<i>Diapterus rhombeus</i>	X	X	X	100,0(fr)	2,8(A)	2,3(A)	MD	ZB
<i>Eucinostomus argenteus</i>	X	X	X	100,0(fr)	21,5(MA)	9,6(A)	MD	ZB
<i>Eucinostomus gula</i>	X	X	X	86,7(fr)	1,0(mA)	1,0(mA)	MO	ZB
<i>Eucinostomus havana</i>	X	X	X	66,7(fr)	0,3(pA)	0,3(pA)	MO	ZB

Tabela 8 – (continuação) Espécies de peixes coletadas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU) e Pacoti (PA) entre Novembro de 2014 e Setembro de 2015. O: frequência de ocorrência das espécies nas coletas (ra: rara, ac: acessória, fr: frequente); N(%): abundância relativa das espécies a partir dos dados de ind/100m<sup>2</sup> (pA: pouco abundante, mA: moderadamente abundante, A: abundante, MA: muito abundante); B(%): biomassa relativa das espécies a partir dos dados de gramas/100m<sup>2</sup> (pA, mA, A, MA); GE: grupo funcional de uso do ambiente estuarino (MS: marinha estuarina-visitante, MO: marinha estuarina-oportunista, MD: marinha estuarina-dependente, E: estuarina, FS: dulcícola estuarina-visitante); GT: grupo funcional trófico (DV: detritívora, HV: herbívora, ZP: zooplactívora, ZB: zoobentívora, OV: onívora, OVp: onívora-planctônica, PV: piscívora, OP: oportunista). (?): único espécime coletado com 2,4 cm de comprimento-padrão.

<i>Eucinostomus melanopterus</i>	X	X	X	86,7(fr)	0,8(mA)	0,6(mA)	MD	OP
<i>Eugerres brasiliensis</i>	X	X	X	93,3(fr)	1,0(mA)	1,8(mA)	MD	ZB
<i>Ulaema lefroyi</i>	X	X	X	73,3(fr)	0,3(pA)	0,1(pA)	MO	ZB
<b>Haemulidae (HAE)</b>								
<i>Genyatremus luteus</i>	X			20,0(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<i>Haemulon parra</i>	X	X		26,7(ac)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<i>Orthopristis ruber</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	X	X	X	80,0(fr)	0,4(pA)	0,7(mA)	MO	ZB
<b>Sparidae (SPA)</b>								
<i>Archosargus probatocephalus</i>		X		13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	OV
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	X	X	X	53,3(fr)	0,2(pA)	0,1(pA)	MO	ZB
<b>Polynemidae (POL)</b>								
<i>Polydactylus virginicus</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZB
<b>Sciaenidae (SCI)</b>								
<i>Cynoscion acoupa</i>			X	13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	ZB
<i>Menticirrhus americanus</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZB
<i>Micropogonias furnieri</i>	X	X	X	26,7(ac)	0,2(pA)	0,2(pA)	MD	ZB
<i>Stellifer naso</i>			X	20,0(ra)	0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	ZB
<b>Scaridae (SCA)</b>								
<i>Sparisoma radians</i>	X	X	X	66,7(fr)	0,3(pA)	0,4(pA)	MO	HV
<b>Gobiidae (GOB)</b>								
<i>Bathygobius soporator</i>	X	X	X	93,3(fr)	0,4(pA)	0,3(pA)	E	OV
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	X	X	X	40,0(ac)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	OV
<i>Ctenogobius smaragdus</i>		X	X	13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	OV
<i>Evorthodus lyricus</i>			X	13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	DV
<i>Gobionellus oceanicus</i>	X	X	X	86,7(fr)	1,3(mA)	1,8(mA)	E	DV
<i>Gobionellus stomatus</i>	X	X	X	66,7(fr)	0,4(pA)	0,3(pA)	E	DV
<b>Ephippidae (EPH)</b>								
<i>Chaetodipterus faber</i>	X	X	X	46,7(ac)	0,1(pA)	0,1(pA)	MD	OP
<b>Sphyraenidae (SPH)</b>								
<i>Sphyraena barracuda</i>		X	X	46,7(ac)	0,1(pA)	0,1(pA)	MD	PV
<b>Scombridae (SCB)</b>								
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	PV
<b>PLEURONECTIFORMES</b>								
<b>Paralichthyidae (PAR)</b>								
<i>Citharichthys arenaceus</i>	X		X	33,3(ac)	0,1(pA)	0,1(pA)	MD	ZB
<i>Citharichthys spilopterus</i>	X	X	X	100,0(fr)	2,2(A)	1,5(mA)	E	ZB
<i>Etropus crossotus</i>			X	6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	ZB



Tabela 8 – (continuação) Espécies de peixes coletadas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU) e Pacoti (PA) entre Novembro de 2014 e Setembro de 2015. O: frequência de ocorrência das espécies nas coletas (ra: rara, ac: acessória, fr: frequente); N(%): abundância relativa das espécies a partir dos dados de ind/100m<sup>2</sup> (pA: pouco abundante, mA: moderadamente abundante, A: abundante, MA: muito abundante); B(%): biomassa relativa das espécies a partir dos dados de gramas/100m<sup>2</sup> (pA, mA, A, MA); GE: grupo funcional de uso do ambiente estuarino (MS: marinha estuarina-visitante, MO: marinha estuarina-oportunista, MD: marinha estuarina-dependente, E: estuarina, FS: dulcícola estuarina-visitante); GT: grupo funcional trófico (DV: detritívora, HV: herbívora, ZP: zooplantívora, ZB: zoobentívora, OV: onívora, OVP: onívora-planctônica, PV: piscívora, OP: oportunista). (?): único espécime coletado com 2,4 cm de comprimento-padrão.

<i>Paralichthys brasiliensis</i>	X	X		20,0(ra)	<0,1(pA)	0,1(pA)	MD	ZB
<b>Bothidae (BOT)</b>								
<i>Bothus ocellatus</i>	X			13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<b>Achiridae (ACH)</b>								
<i>Achirus achirus</i>	X	X	X	73,3(fr)	0,5(mA)	0,4(pA)	MD	ZB
<i>Achirus lineatus</i>	X	X	X	93,3(fr)	0,7(mA)	0,3(pA)	MD	ZB
<i>Trinectes paulistanus</i>	X	X	X	40,0(ac)	<0,1(pA)	0,1(pA)	MD	ZB
<b>Cynoglossidae (CYN)</b>								
<i>Symphurus tessellatus</i>	X		X	33,3(ac)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MD	OP
TETRAODONTIFORMES								
<b>Tetraodontidae (TET)</b>								
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	X	X	X	93,3(fr)	2,9(A)	1,5(mA)	E	ZB
<i>Sphoeroides spengleri</i>	X			13,3(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MO	ZB
<i>Sphoeroides testudineus</i>	X	X	X	100,0(fr)	3,9(A)	17,5(MA)	E	ZB
<b>Diodontidae (DIO)</b>								
<i>Chilomycterus antennatus</i>	X			6,7(ra)	<0,1(pA)	<0,1(pA)	MS	ZB
TOTAL ra (< 25%)				<b>38</b>				
TOTAL ac (25 ≤ % ≤ 50)				<b>22</b>				
TOTAL fr (> 50%)				<b>38</b>				
TOTAL pA (N < 0,5%)					<b>72</b>			
TOTAL mA (0,5 ≤ N% < 2)					<b>15</b>			
TOTAL A (2 ≤ N% < 10)					<b>7</b>			
TOTAL MA (N ≥ 10%)					<b>4</b>			
TOTAL pA (B < 0,5%)						<b>75</b>		
TOTAL mA (0,5 ≤ B% < 2)						<b>15</b>		
TOTAL A (2 ≤ B% < 10)						<b>5</b>		
TOTAL MA (B ≥ 10%)						<b>3</b>		
TOTAL MS							<b>14</b>	
TOTAL MO							<b>24</b>	
TOTAL MD							<b>41</b>	
TOTAL E							<b>14</b>	
TOTAL FS							<b>5</b>	
TOTAL DV								<b>7</b>
TOTAL HV								<b>1</b>
TOTAL ZP								<b>5</b>
TOTAL ZB								<b>50</b>
TOTAL OV								<b>12</b>

Tabela 8 – (conclusão) Espécies de peixes coletadas nos estuários dos rios Choró (CH), Curu (CU) e Pacoti (PA) entre Novembro de 2014 e Setembro de 2015. O: frequência de ocorrência das espécies nas coletas (ra: rara, ac: acessória, fr: frequente); N(%): abundância relativa das espécies a partir dos dados de ind/100m<sup>2</sup> (pA: pouco abundante, mA: moderadamente abundante, A: abundante, MA: muito abundante); B(%): biomassa relativa das espécies a partir dos dados de gramas/100m<sup>2</sup> (pA, mA, A, MA); GE: grupo funcional de uso do ambiente estuarino (MS: marinha estuarina-visitante, MO: marinha estuarina-oportunista, MD: marinha estuarina-dependente, E: estuarina, FS: dulcícola estuarina-visitante); GT: grupo funcional trófico (DV: detritívora, HV: herbívora, ZP: zooplactívora, ZB: zoobentívora, OV: onívora, OVp: onívora-planctônica, PV: piscívora, OP: oportunista). (?): único espécime coletado com 2,4 cm de comprimento-padrão.

TOTAL OV-P				<b>4</b>
TOTAL PV				<b>10</b>
TOTAL OP				<b>9</b>
TOTAL DE FAMÍLIAS	<b>37</b>	<b>27</b>	<b>34</b>	
TOTAL DE ESPÉCIES	<b>81</b>	<b>62</b>	<b>70</b>	<b>98</b>

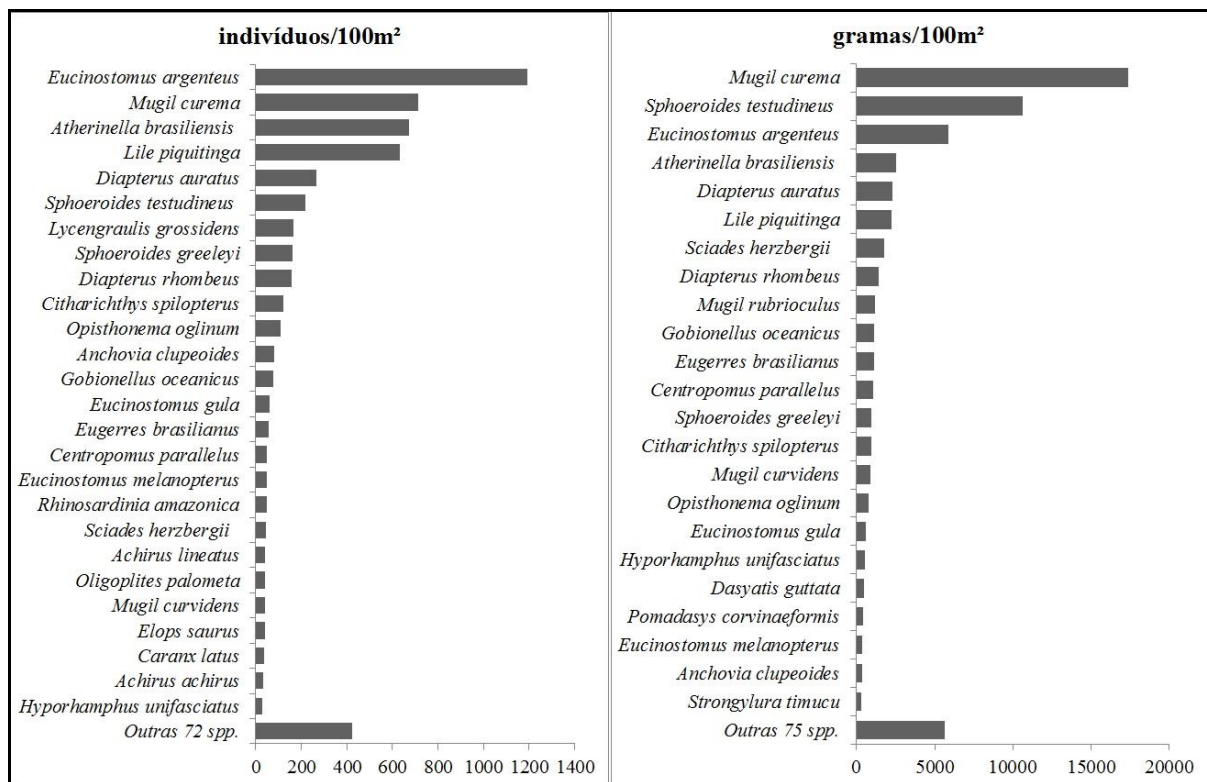


Figura 10 – Espécies de peixes mais representativas (> 0,5%) em abundância e biomassa nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti em conjunto.

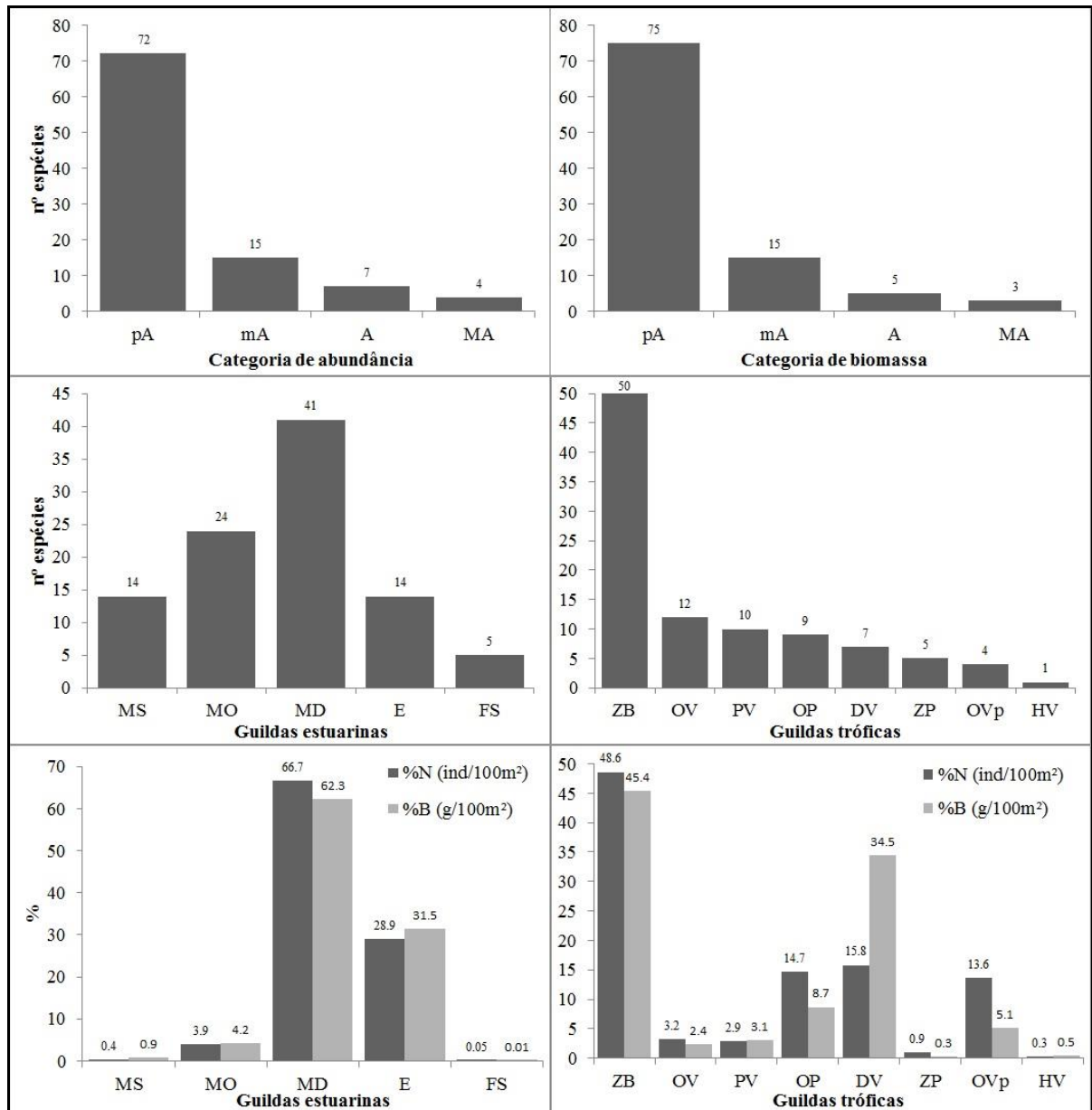


Figura 11 – Número de espécies de peixes por categorias de abundância e biomassa, por grupo de uso do ambiente estuarino e por grupo trófico, para os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti em conjunto. Categorias: pouco abundante (pA), moderadamente abundante (mA), abundante (A), muito abundante (MA); grupos de uso do estuário: marinha-visitantes (MS), marinhas estuarino-opportunistas (MO), marinhas estuarino-dependentes (MD), estuarinas (E), dulcícola-visitantes (FS); grupos tróficos: zoobentívoras (ZB), onívoras (OV), piscívoras (PV), oportunistas (OP), detritívoras (DV), zooplactívoras (ZP), onívoras-planctônicas (OVp), herbívora (HV).

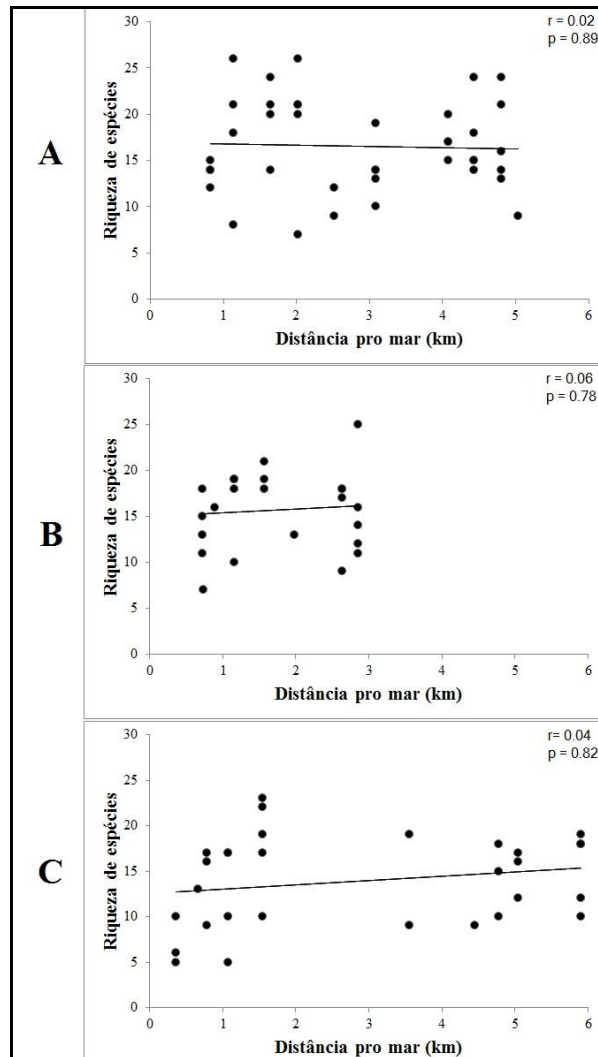


Figura 12 – Correlações de Spearman entre a riqueza de espécies e a distância para o mar (km) nos estuários dos rios Choró (A), Curu (B) e Pacoti (C).

### 3.3 Diferenças entre os estuários

Quando avaliamos os ecossistemas estuarinos do presente estudo de forma independente percebemos que o padrão de abundâncias e biomassas das espécies foi diferenciado, seja pela ordem de importância das espécies mais representativas como indicado anteriormente para os três estuários (FIGURA 10), seja devido a ocorrência de outras espécies dentre as mais abundantes. Assim, dentre as seis espécies mais abundantes, inclui-se *Lycengraulis grossidens* e *Anchovia clupeioides* no estuário do rio Choró, e *Diapterus rhombeus* no estuário do rio Curu. E dentre as seis espécies mais representativas em biomassa, inclui-se *Sciades herzbergii* e *Gobionellus oceanicus* no estuário do rio Choró, *S. herzbergii* no Curu, e *Diapterus rhombeus* no estuário do Pacoti (FIGURA 13).

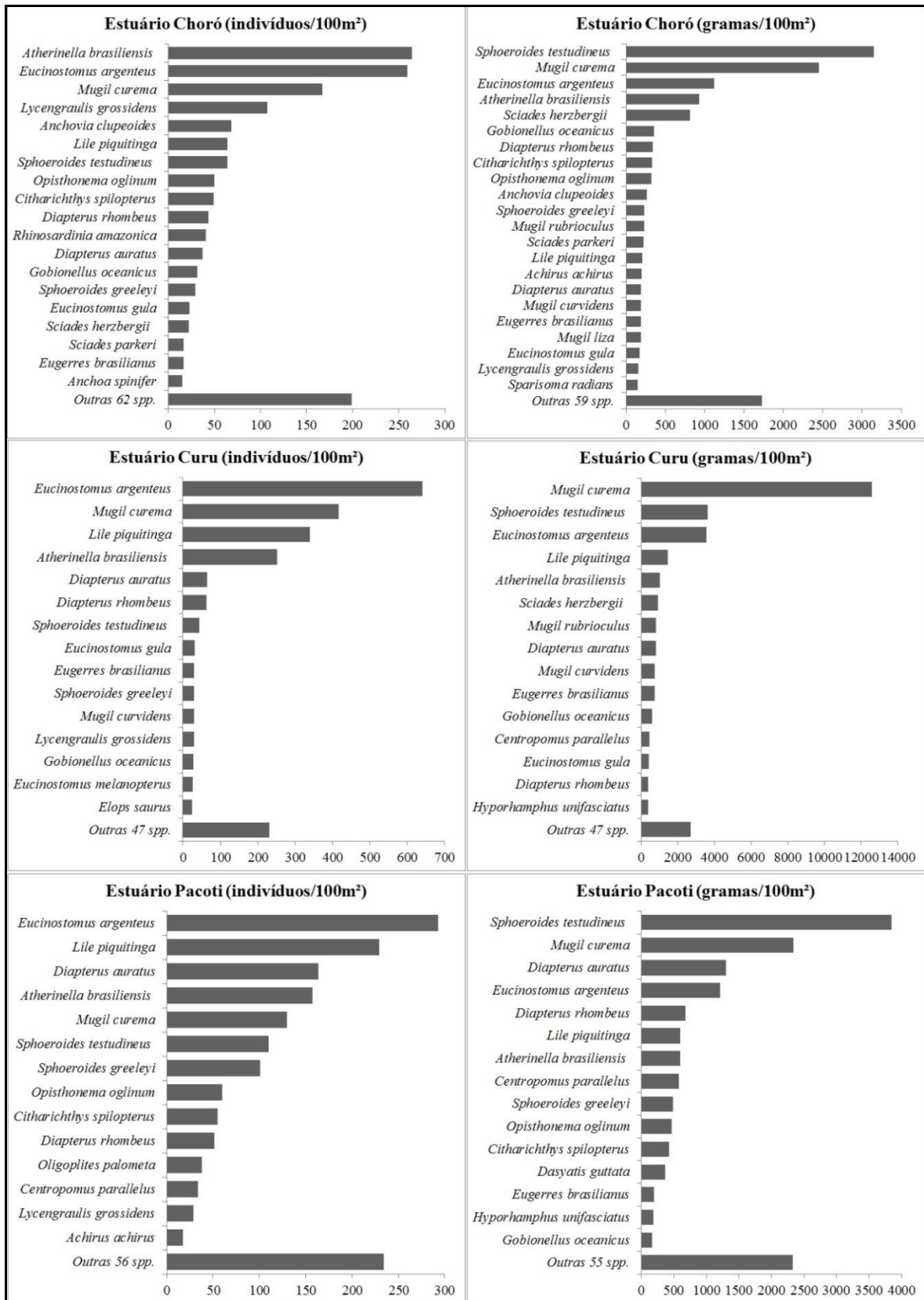


Figura 13 – Espécies de peixes mais representativas (> 1%) em abundância e biomassa para cada um dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.

As ordenações da NDMS relativo às abundâncias de espécies e famílias entre os estuários são mostradas (FIGURA 14), e diferenças foram confirmadas posteriormente pela PERMANOVA apenas para espécies. O estuário do rio Curu apresentou diferença significativa na composição de espécies, enquanto que Choró e Pacoti não apresentaram diferença. Das 21 espécies mais importantes para a segregação identificadas pelo SIMPER, 17 são mais abundantes no Choró e seis mais abundantes no Curu. E de 16 espécies segregadas pelo SIMPER entre o Curu e o Pacoti, oito espécies foram mais abundantes para cada estuário (TABELA 9, FIGURA 15).

Mesmo não apresentando diferença estatística entre os estuários dos rios Choró e Pacoti, com valor de  $P$  bem próximo da significância, 13 e sete espécies foram mais abundantes nesses estuários, respectivamente, dentre as 20 selecionadas pelo SIMPER (TABELA 9). Os três estuários não apresentaram diferentes composições de famílias, de guildas de uso do estuário e de guildas tróficas (TABELA 9, FIGURAS 14 e 16).

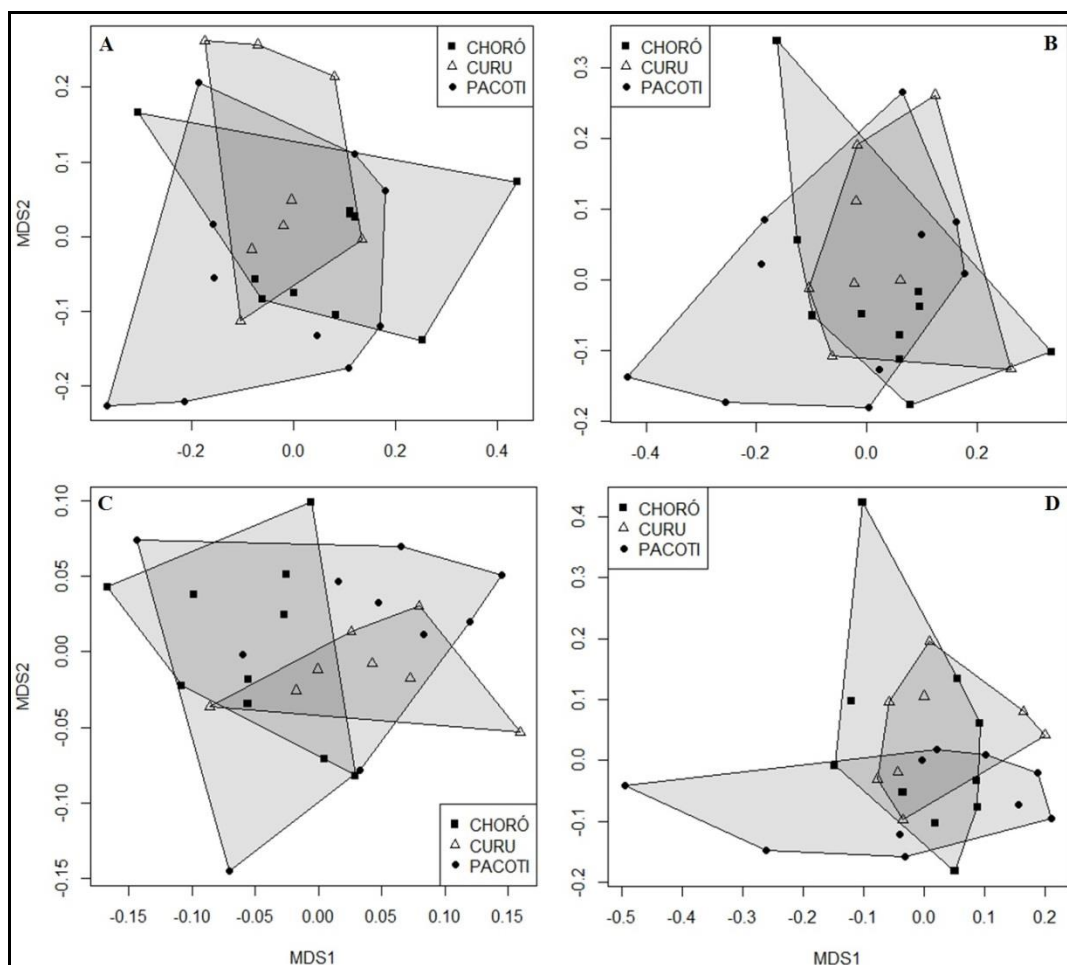


Figura 14 – NMDS comparando os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti quanto suas composições em abundâncias (ind./100m<sup>2</sup>) de espécies (A), famílias (B), guildas de uso do ambiente estuarino (C) e guildas tróficas (D).

Tabela 9 – (continua) Resultados da PERMANOVA e do SIMPER das comparações entre estuários dos dados de abundância de espécies, famílias, guildas de uso do ambiente estuarino e guildas tróficas. \*diferença significativa. Os significados das siglas das famílias e guildas estão na tabela 7.

PERMANOVA	COMPARAÇÃO	$\alpha = 0,016$
Espécies	CHORÓ vs CURU	$R^2 = 13,2\%$ ; $F_{1,16} = 2,43$ ; $P = 0,010^*$
Famílias		$R^2 = 11,2\%$ ; $F_{1,16} = 2,03$ ; $P = 0,053$
Guildas estuarinas		$R^2 = 21,1\%$ ; $F_{1,16} = 4,27$ ; $P = 0,021$
Guildas tróficas		$R^2 = 5,5\%$ ; $F_{1,16} = 0,94$ ; $P = 0,48$
SIMPER	CHORÓ	CURU
	<i>L. grossidens</i> ,	ENG, E, ZB
	<i>A. clupeioides</i> ,	ENG, MD, OV
	<i>S. parkeri</i> ,	ARI, E, OP
	<i>D. rhombeus</i> ,	GER, MD, ZB
	<i>G. oceanicus</i> ,	GOB, E, DV
	<i>S. herzbergii</i> ,	ARI, E, OP
	<i>S. testudineus</i> ,	TET, E, ZB
	<i>C. spilopterus</i> ,	PAR, E, ZB
	<i>R. amazonica</i> ,	CLU, E, ZP
	<i>E. melanopterus</i> ,	GER, MD, OP
	<i>A. spinifer</i> ,	ENG, MO, OV
	<i>A. lineatus</i> ,	ACH, MD, ZB
	<i>B. soporator</i> ,	GOB, E, OV
	<i>O. oglinum</i> ,	CLU, MO, OVp
	<i>C. spixii</i> ,	ARI, E, OP
	<i>E. argenteus</i> ,	GER, MD, ZB
	<i>L. piquitinga</i> ,	CLU, MD, OVp
	<i>M. curema</i> ,	MUG, MD, DV
	<i>E. gula</i> ,	GER, MO, ZB
	<i>S. radians</i> ,	SCA, MO, HV
	<i>C. parallelus</i> ,	CEN, MD, PV
Espécies	CHORÓ vs PACOTI	$R^2 = 11,2\%$ ; $F_{1,18} = 2,28$ ; $P = 0,020$
Famílias		$R^2 = 10,8\%$ ; $F_{1,18} = 2,18$ ; $P = 0,045$
Guildas estuarinas		$R^2 = 15,7\%$ ; $F_{1,18} = 3,35$ ; $P = 0,048$
Guildas tróficas		$R^2 = 13,4\%$ ; $F_{1,18} = 2,79$ ; $P = 0,046$

Tabela 9 – (conclusão) Resultados da PERMANOVA e do SIMPER das comparações entre estuários dos dados de abundância de espécies, famílias, guildas de uso do ambiente estuarino e guildas tróficas. \*diferença significativa. Os significados das siglas das famílias e guildas estão na tabela 7.

SIMPER	CHORÓ	PACOTI
	<i>L. grossidens</i> , ENG, E, ZB	<i>L. piquitinga</i> , CLU, MD, OVp
	<i>M. curema</i> , MUG, MD, DV	<i>D. auratus</i> , GER, MD, ZB
	<i>A. clupeoides</i> , ENG, MD, OV	<i>S. testudineus</i> , TET, E, ZB
	<i>E. argenteus</i> , GER, MD, ZB	<i>S. greeleyi</i> , TET, E, ZB
	<i>D. rhombeus</i> , GER, MD, ZB	<i>C. parallelus</i> , CEN, MD, PV
	<i>S. parkeri</i> , ARI, E, OP	<i>O. palometa</i> , CAR, MD, PV
	<i>G. oceanicus</i> , GOB, E, DV	<i>S. timucu</i> , BEL, MD, PV
	<i>S. herzbergii</i> , ARI, E, OP	
	<i>R. amazonica</i> , CLU, E, ZP	
	<i>E. brasilianus</i> , GER, MD, ZB	
	<i>E. melanopterus</i> , GER, MD, OP	
	<i>E. gula</i> , GER, MO, ZB	
	<i>A. spinifer</i> , ENG, MO, OV	
Espécies	CURU vs PACOTI	$R^2 = 11,9\%$ ; $F_{1,16} = 2,16$ ; $P = 0,012^*$
Famílias		$R^2 = 10,3\%$ ; $F_{1,16} = 1,84$ ; $P = 0,061$
Guildas estuarinas		$R^2 = 2,2\%$ ; $F_{1,16} = 0,36$ ; $P = 0,78$
Guildas tróficas		$R^2 = 10,1\%$ ; $F_{1,16} = 1,79$ ; $P = 0,16$
SIMPER	CURU	PACOTI
	<i>E. argenteus</i> , GER, MD, ZB	<i>D. auratus</i> , GER, MD, ZB
	<i>M. curema</i> , MUG, MD, DV	<i>S. testudineus</i> , TET, E, ZB
	<i>L. grossidens</i> , ENG, E, ZB	<i>S. greeleyi</i> , TET, E, ZB
	<i>E. gula</i> , GER, MO, ZB	<i>C. spilopterus</i> , PAR, E, ZB
	<i>E. brasilianus</i> , GER, MD, ZB	<i>O. oglinum</i> , CLU, MO, OVp
	<i>S. radians</i> , SCA, MO, HV	<i>E. saurus</i> , ELO, MD, PV
	<i>S. herzbergii</i> , ARI, E, OP	<i>O. palometa</i> , CAR, MD, PV
	<i>E. melanopterus</i> , GER, MD, OP	<i>S. timucu</i> , BEL, MD, PV



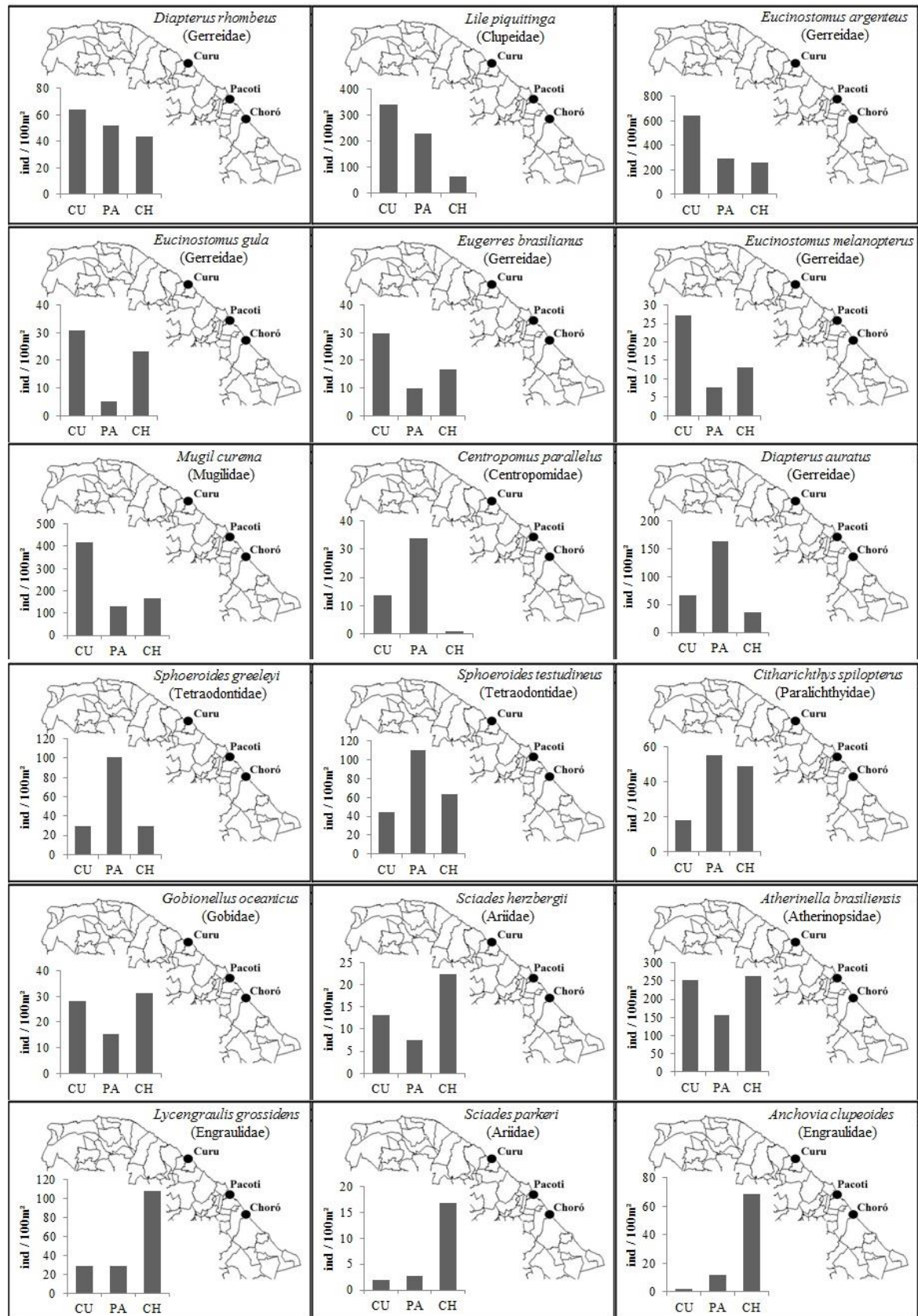


Figura 15 – Variação das abundâncias (ind/100m<sup>2</sup>) por estuário, de algumas das espécies que mais contribuíram para as diferenças identificadas no SIMPER. CU: Curu, PA: Pacoti, CH: Choró.

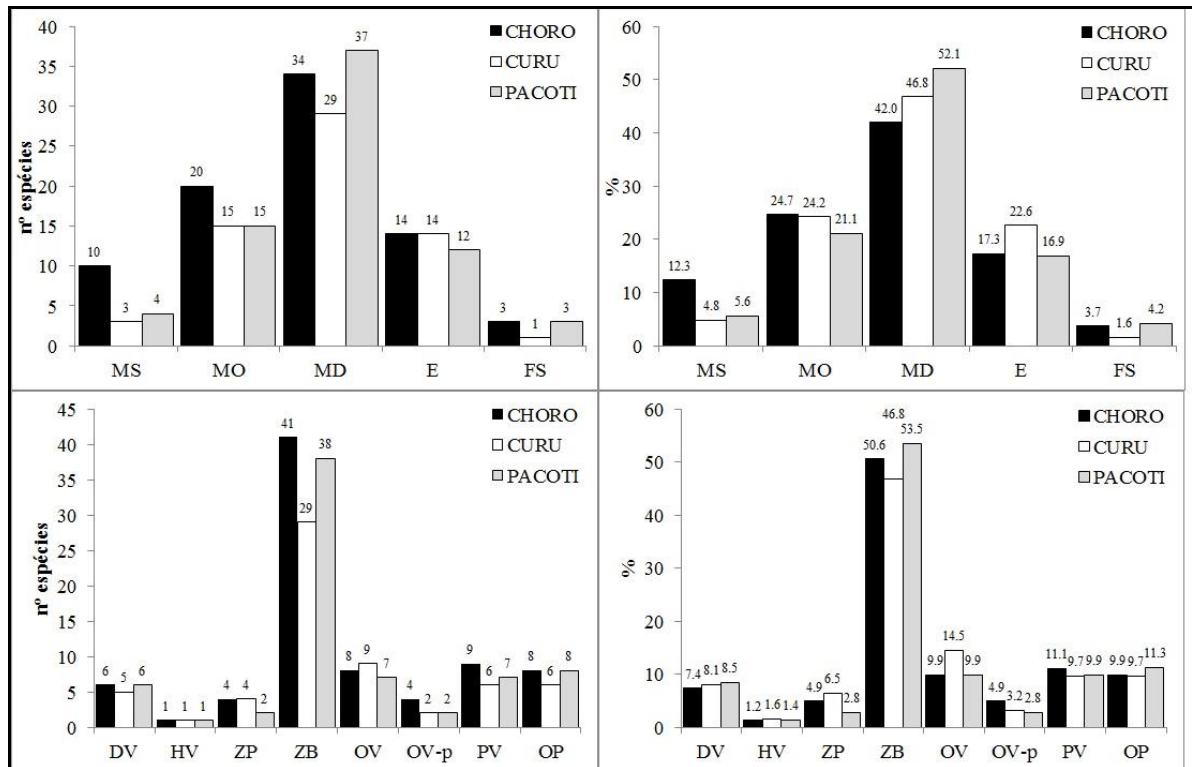


Figura 16 – Números absolutos e relativos (%) de espécies por grupo de uso do ambiente estuarino e grupo trófico para cada estuário dos rios Choró, Curu e Pacoti. Grupos de uso do estuário: marinha-visitantes (MS), marinhas estuarino-opportunistas (MO), marinhas estuarino-dependentes (MD), estuarinas (E), dulcícola-visitantes (FS); grupos tróficos: zoobentívoras (ZB), onívoras (OV), piscívoras (PV), oportunistas (OP), detritívoras (DV), zooplactívoras (ZP), onívoras-planctônicas (OV-p), herbívora (HV).

### 3.4 Distribuição temporal da ictiofauna

Ao analisar temporalmente a composição e abundância das quatro abordagens de dados (duas taxonômicas e duas funcionais), percebe-se que os mesmos praticamente não variaram ao longo do ano nos estuários avaliados, seja taxonômica (espécies e famílias) ou funcionalmente (grupos funcionais). Apenas dois pares de períodos foram significativamente diferentes quanto aos grupos estuarinos no estuário do rio Choró. O mês de Novembro/2014 (perfil hipersalino) se diferenciou de Agosto/2015 (perfil também hipersalino), pelas maiores abundâncias de espécies estuarinas e marinhas estuarino-dependentes no primeiro (Nov) e com maior contribuição de espécies marinhas estuarino-opportunistas no segundo (Ago). Já entre Janeiro/2015 (hipersalino) e Agosto/2015 houve maior contribuição em abundância de espécies estuarinas no primeiro e marinhas estuarino-dependentes no segundo (FIGURAS 17 e 18, TABELA 10).

Apesar da homogeneidade temporal dos estuários quanto às abundâncias das espécies, representantes do grupo dos dulcícola-visitantes foram unicamente coletados nos períodos com perfil de gradiente salino quando houve aporte de água doce. Nesses períodos

foram registradas as espécies *Astyanax* sp., *M. costae* e *S. rhombeus* no estuário do rio Choró; *A. bimaculatus* nos rios Curu e Pacoti; e *M. costae* e *P. reticulata* no Pacoti. Porém com poucos indivíduos coletados.

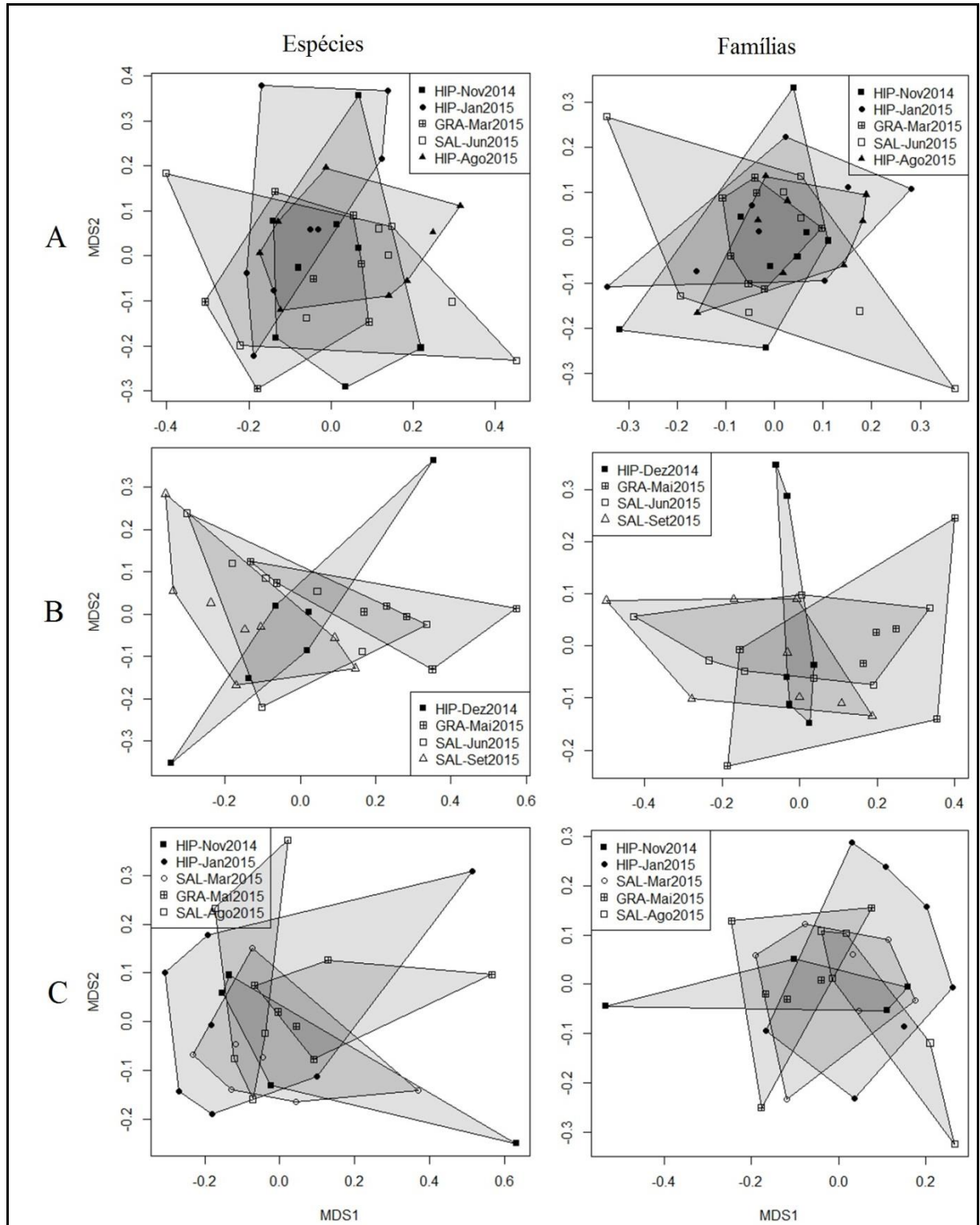


Figura 17 – NMDS comparando a composição de abundâncias de espécies e de famílias entre cada mês de coleta para os estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C). HIP: perfil hipersalino; SAL: perfil salino; GRA: perfil com gradiente salino.

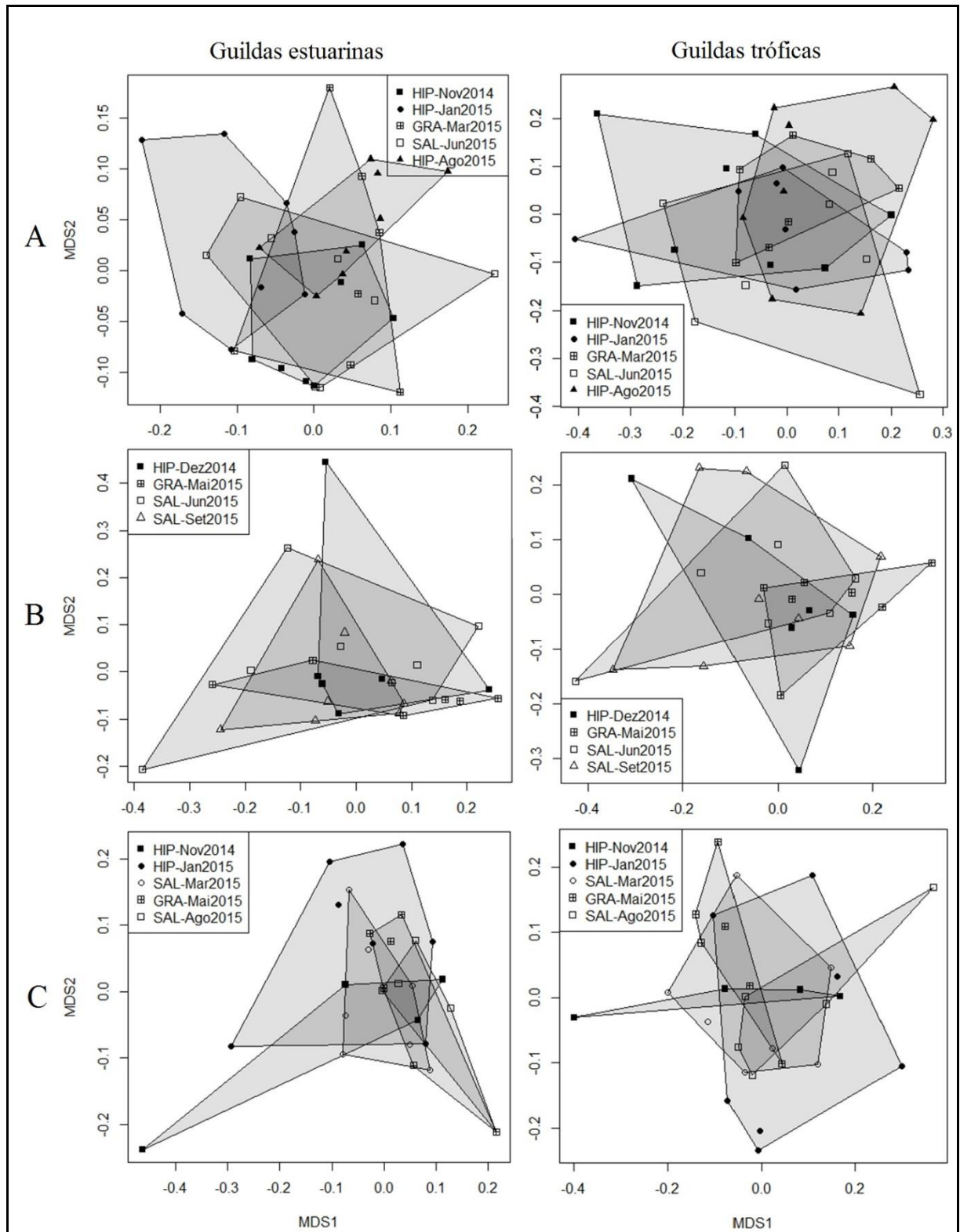


Figura 18 – NMDS comparando a composição de abundâncias de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas entre cada ocasião de coleta para os estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C). HIP: perfil hipersalino; SAL: perfil salino; GRA: perfil com gradiente salino.

Tabela 10 – (continua) Resultados das PERMANOVA e dos SIMPER nas comparações temporais entre as composições de abundância de espécies, de famílias, de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas coletadas nos estuários dos rios Choró, Pacoti e Curu. \*diferença significativa.

ESTUÁRIO	PERMANOVA	COMPARAÇÃO	$\alpha = 0,005$
CHORÓ	Espécies	Nov-HIP vs Jan-HIP	$R^2 = 6,6\%$ ; $F_{1,14} = 0,99$ ; $P = 0,45$
	Famílias		$R^2 = 5,2\%$ ; $F_{1,14} = 0,76$ ; $P = 0,57$
	Guildas estuário		$R^2 = 27,7\%$ ; $F_{1,14} = 5,36$ ; $P = 0,01$
	Guildas tróficas		$R^2 = 9,8\%$ ; $F_{1,14} = 1,51$ ; $P = 0,23$
	Espécies	Nov-HIP vs Mar-GRA	$R^2 = 10,7\%$ ; $F_{1,13} = 1,56$ ; $P = 0,05$
	Famílias		$R^2 = 9,5\%$ ; $F_{1,13} = 1,37$ ; $P = 0,22$
	Guildas estuário		$R^2 = 6,6\%$ ; $F_{1,13} = 0,92$ ; $P = 0,44$
	Guildas tróficas		$R^2 = 12,6\%$ ; $F_{1,13} = 1,88$ ; $P = 0,13$
	Espécies	Nov-HIP vs Jun-SAL	$R^2 = 18,3\%$ ; $F_{1,14} = 1,57$ ; $P = 0,07$
	Famílias		$R^2 = 10,9\%$ ; $F_{1,14} = 1,72$ ; $P = 0,11$
	Guildas estuário		$R^2 = 4,0\%$ ; $F_{1,14} = 0,59$ ; $P = 0,61$
	Guildas tróficas		$R^2 = 15,5\%$ ; $F_{1,14} = 2,57$ ; $P = 0,04$
	Espécies	Nov-HIP vs Ago-HIP	$R^2 = 12,6\%$ ; $F_{1,14} = 2,02$ ; $P = 0,03$
	Famílias		$R^2 = 6,9\%$ ; $F_{1,14} = 1,04$ ; $P = 0,43$
	Guildas estuário		$R^2 = 29,7\%$ ; $F_{1,14} = 5,93$ ; $P = 0,01$
	Guildas tróficas		$R^2 = 11,3\%$ ; $F_{1,14} = 1,78$ ; $P = 0,15$
	Espécies	Jan-HIP vs Mar-GRA	$R^2 = 10,7\%$ ; $F_{1,13} = 1,55$ ; $P = 0,07$
	Famílias		$R^2 = 9,2\%$ ; $F_{1,13} = 1,32$ ; $P = 0,22$
	Guildas estuário		$R^2 = 24,6\%$ ; $F_{1,13} = 4,24$ ; $P = 0,01$
	Guildas tróficas		$R^2 = 6,2\%$ ; $F_{1,13} = 0,85$ ; $P = 0,54$
	Espécies	Jan-HIP vs Jun-SAL	$R^2 = 11,2\%$ ; $F_{1,14} = 1,76$ ; $P = 0,05$
	Famílias		$R^2 = 8,8\%$ ; $F_{1,14} = 1,36$ ; $P = 0,23$
	Guildas estuário		$R^2 = 20,2\%$ ; $F_{1,14} = 3,55$ ; $P = 0,04$
	Guildas tróficas		$R^2 = 5,0\%$ ; $F_{1,14} = 0,74$ ; $P = 0,58$
	Espécies	Jan-HIP vs Ago-HIP	$R^2 = 15,3\%$ ; $F_{1,14} = 2,52$ ; $P = 0,007$
	Famílias		$R^2 = 6,7\%$ ; $F_{1,14} = 1,00$ ; $P = 0,43$
	Guildas estuário		$R^2 = 40,1\%$ ; $F_{1,14} = 9,40$ ; $P = 0,002^*$
	Guildas tróficas		$R^2 = 12,7\%$ ; $F_{1,14} = 2,03$ ; $P = 0,10$
	Espécies	Mar-GRA vs Jun-SAL	$R^2 = 7,3\%$ ; $F_{1,13} = 1,03$ ; $P = 0,44$
	Famílias		$R^2 = 6,5\%$ ; $F_{1,13} = 0,91$ ; $P = 0,52$
	Guildas estuário		$R^2 = 2,6\%$ ; $F_{1,13} = 0,34$ ; $P = 0,80$
	Guildas tróficas		$R^2 = 8,8\%$ ; $F_{1,13} = 1,25$ ; $P = 0,34$
Espécies	Mar-GRA vs Ago-HIP	$R^2 = 9,5\%$ ; $F_{1,13} = 1,36$ ; $P = 0,17$	
Famílias		$R^2 = 3,9\%$ ; $F_{1,13} = 0,53$ ; $P = 0,80$	

Tabela 10 – (continuação) Resultados das PERMANOVA e dos SIMPER nas comparações temporais entre as composições de abundância de espécies, de famílias, de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas coletadas nos estuários dos rios Choró, Pacoti e Curu. \*diferença significativa.

	Guildas estuário		$R^2 = 6,1\%$ ; $F_{1,13} = 0,85$ ; $P = 0,49$
	Guildas tróficas		$R^2 = 3,4\%$ ; $F_{1,13} = 0,45$ ; $P = 0,78$
	Espécies	Jun-SAL vs Ago-HIP	$R^2 = 8,6\%$ ; $F_{1,14} = 1,32$ ; $P = 0,21$
	Famílias		$R^2 = 8,7\%$ ; $F_{1,14} = 1,33$ ; $P = 0,25$
	Guildas estuário		$R^2 = 12,5\%$ ; $F_{1,14} = 2,01$ ; $P = 0,14$
	Guildas tróficas		$R^2 = 12,4\%$ ; $F_{1,14} = 1,99$ ; $P = 0,12$
PACOTI	Espécies	Dez-HIP vs Mai-GRA	$R^2 = 15,3\%$ ; $F_{1,11} = 1,98$ ; $P = 0,05$
	Famílias		$R^2 = 20,9\%$ ; $F_{1,11} = 2,91$ ; $P = 0,01$
	Guildas estuário		$R^2 = 3,8\%$ ; $F_{1,11} = 0,44$ ; $P = 0,76$
	Guildas tróficas		$R^2 = 19,4\%$ ; $F_{1,11} = 2,65$ ; $P = 0,05$
	Espécies	Dez-HIP vs Jun-SAL	$R^2 = 8,4\%$ ; $F_{1,11} = 1,00$ ; $P = 0,43$
	Famílias		$R^2 = 13,1\%$ ; $F_{1,11} = 1,66$ ; $P = 0,16$
	Guildas estuário		$R^2 = 0,4\%$ ; $F_{1,11} = 0,05$ ; $P = 0,88$
	Guildas tróficas		$R^2 = 6,6\%$ ; $F_{1,11} = 0,78$ ; $P = 0,55$
	Espécies	Dez-HIP vs Set-SAL	$R^2 = 8,1\%$ ; $F_{1,12} = 1,05$ ; $P = 0,40$
	Famílias		$R^2 = 9,9\%$ ; $F_{1,12} = 1,31$ ; $P = 0,27$
	Guildas estuário		$R^2 = 5,5\%$ ; $F_{1,12} = 0,70$ ; $P = 0,59$
	Guildas tróficas		$R^2 = 3,4\%$ ; $F_{1,12} = 0,42$ ; $P = 0,73$
	Espécies	Mai-GRA vs Jun-SAL	$R^2 = 10,5\%$ ; $F_{1,12} = 1,40$ ; $P = 0,17$
	Famílias		$R^2 = 8,7\%$ ; $F_{1,12} = 1,15$ ; $P = 0,32$
	Guildas estuário		$R^2 = 5,9\%$ ; $F_{1,12} = 0,76$ ; $P = 0,47$
	Guildas tróficas		$R^2 = 11,8\%$ ; $F_{1,12} = 1,60$ ; $P = 0,19$
	Espécies	Mai-GRA vs Set-SAL	$R^2 = 18,9\%$ ; $F_{1,13} = 3,04$ ; $P = 0,02$
	Famílias		$R^2 = 16,4\%$ ; $F_{1,13} = 2,56$ ; $P = 0,03$
	Guildas estuário		$R^2 = 6,0\%$ ; $F_{1,13} = 0,83$ ; $P = 0,44$
	Guildas tróficas		$R^2 = 13,6\%$ ; $F_{1,13} = 2,05$ ; $P = 0,10$
	Espécies	Jun-SAL vs Set-SAL	$R^2 = 7,4\%$ ; $F_{1,13} = 1,04$ ; $P = 0,38$
	Famílias		$R^2 = 5,6\%$ ; $F_{1,13} = 0,77$ ; $P = 0,55$
	Guildas estuário		$R^2 = 1,2\%$ ; $F_{1,13} = 0,15$ ; $P = 0,83$
	Guildas tróficas		$R^2 = 0,6\%$ ; $F_{1,13} = 0,07$ ; $P = 0,97$
CURU	Espécies	Nov-HIP vs Jan-HIP	$R^2 = 5,7\%$ ; $F_{1,9} = 0,56$ ; $P = 0,91$
	Famílias		$R^2 = 8,4\%$ ; $F_{1,9} = 0,82$ ; $P = 0,61$
	Guildas estuário		$R^2 = 9,4\%$ ; $F_{1,9} = 0,93$ ; $P = 0,43$
	Guildas tróficas		$R^2 = 6,8\%$ ; $F_{1,9} = 0,66$ ; $P = 0,65$
	Espécies	Nov-HIP vs Mar-SAL	$R^2 = 5,4\%$ ; $F_{1,9} = 0,51$ ; $P = 0,88$

Tabela 10 – (conclusão) Resultados das PERMANOVA e dos SIMPER nas comparações temporais entre as composições de abundância de espécies, de famílias, de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas coletadas nos estuários dos rios Choró, Pacoti e Curu. \*diferença significativa.

Famílias		$R^2 = 6,6\%$ ; $F_{1,9} = 0,63$ ; $P = 0,80$
Guildas estuário		$R^2 = 5,8\%$ ; $F_{1,9} = 0,56$ ; $P = 0,64$
Guildas tróficas		$R^2 = 2,4\%$ ; $F_{1,9} = 0,22$ ; $P = 0,88$
Espécies	Nov-HIP vs Mai-GRA	$R^2 = 11,6\%$ ; $F_{1,8} = 1,04$ ; $P = 0,38$
Famílias		$R^2 = 9,9\%$ ; $F_{1,8} = 0,88$ ; $P = 0,61$
Guildas estuário		$R^2 = 8,8\%$ ; $F_{1,8} = 0,77$ ; $P = 0,61$
Guildas tróficas		$R^2 = 8,2\%$ ; $F_{1,8} = 0,71$ ; $P = 0,63$
Espécies	Nov-HIP vs Ago-SAL	$R^2 = 10,3\%$ ; $F_{1,7} = 0,81$ ; $P = 0,71$
Famílias		$R^2 = 7,7\%$ ; $F_{1,7} = 0,58$ ; $P = 0,79$
Guildas estuário		$R^2 = 15,8\%$ ; $F_{1,7} = 1,32$ ; $P = 0,34$
Guildas tróficas		$R^2 = 4,2\%$ ; $F_{1,7} = 0,30$ ; $P = 0,88$
Espécies	Jan-HIP vs Mar-SAL	$R^2 = 6,3\%$ ; $F_{1,12} = 0,81$ ; $P = 0,67$
Famílias		$R^2 = 8,3\%$ ; $F_{1,12} = 1,09$ ; $P = 0,39$
Guildas estuário		$R^2 = 14,0\%$ ; $F_{1,12} = 1,96$ ; $P = 0,15$
Guildas tróficas		$R^2 = 4,0\%$ ; $F_{1,12} = 0,50$ ; $P = 0,75$
Espécies	Jan-HIP vs Mai-GRA	$R^2 = 15,6\%$ ; $F_{1,11} = 2,03$ ; $P = 0,04$
Famílias		$R^2 = 15,5\%$ ; $F_{1,11} = 2,02$ ; $P = 0,05$
Guildas estuário		$R^2 = 14,8\%$ ; $F_{1,11} = 1,92$ ; $P = 0,16$
Guildas tróficas		$R^2 = 15,3\%$ ; $F_{1,11} = 1,99$ ; $P = 0,11$
Espécies	Jan-HIP vs Ago-SAL	$R^2 = 7,0\%$ ; $F_{1,10} = 0,78$ ; $P = 0,72$
Famílias		$R^2 = 5,1\%$ ; $F_{1,10} = 0,53$ ; $P = 0,85$
Guildas estuário		$R^2 = 25,1\%$ ; $F_{1,10} = 3,36$ ; $P = 0,04$
Guildas tróficas		$R^2 = 3,0\%$ ; $F_{1,10} = 0,31$ ; $P = 0,88$
Espécies	Mar-SAL vs Mai-GRA	$R^2 = 12,9\%$ ; $F_{1,11} = 1,64$ ; $P = 0,08$
Famílias		$R^2 = 10,1\%$ ; $F_{1,11} = 1,23$ ; $P = 0,28$
Guildas estuário		$R^2 = 4,4\%$ ; $F_{1,11} = 0,50$ ; $P = 0,59$
Guildas tróficas		$R^2 = 10,6\%$ ; $F_{1,11} = 1,30$ ; $P = 0,26$
Espécies	Mar-SAL vs Ago-SAL	$R^2 = 8,5\%$ ; $F_{1,10} = 0,93$ ; $P = 0,55$
Famílias		$R^2 = 4,8\%$ ; $F_{1,10} = 0,50$ ; $P = 0,86$
Guildas estuário		$R^2 = 15,0\%$ ; $F_{1,10} = 1,76$ ; $P = 0,19$
Guildas tróficas		$R^2 = 6,5\%$ ; $F_{1,10} = 0,69$ ; $P = 0,55$
Espécies	Mai-GRA vs Ago-SAL	$R^2 = 13,1\%$ ; $F_{1,9} = 1,35$ ; $P = 0,21$
Famílias		$R^2 = 18,2\%$ ; $F_{1,9} = 1,99$ ; $P = 0,07$
Guildas estuário		$R^2 = 4,0\%$ ; $F_{1,9} = 0,37$ ; $P = 0,52$
Guildas tróficas		$R^2 = 20,4\%$ ; $F_{1,9} = 2,30$ ; $P = 0,11$

Devido as acentuadas variações temporais da salinidade na zona superior dos estuários dos rios Choró e Pacoti, foi comparada à composição das espécies (ind./100m<sup>2</sup>) obtidas no pico do período seco com perfis hipersalinos (Novembro/2014 no Choró e Dezembro/2014 no Pacoti) com o período chuvoso (Março/2015 no Choró e Maio/2015 no Pacoti). As análises de PERMANOVA mostraram que mesmo com a grande variação salina entre esses períodos do ano, a composição das assembleias não sofreu alteração (Choró: R<sup>2</sup>= 24,7%;  $F_{1,4}= 1,32$ ,  $P= 0,40$ ; Pacoti: R<sup>2</sup>= 40,0%;  $F_{1,4}= 2,67$ ,  $P= 0,10$ ).

### 3.5 Distribuição espacial da ictiofauna

As comparações espaciais revelaram padrões similares para os estuários Choró e Pacoti, e padrão diferenciado para o Curu. No estuário do rio Choró as espécies que mais contribuíram para a segregação em abundância pelo SIMPER foram *A. brasiliensis*, *L. piquitinga*, *D. rhombeus*, *S. greeleyi*, *S. herzbergii*, *E. gula*, *D. auratus*, *P. corvinaeformis* e *M. curvidens* na zona inferior, enquanto que na zona superior as espécies mais destaques foram *M. curema*, *L. grossidens*, *G. oceanicus*, *A. clupeoides*, *E. argenteus*, *R. amazonica*, *E. brasilianus*, *A. achirus*, *A. lineatus*, *C. spixii*, *S. testudineus* e *C. spilopterus*. No estuário do rio Pacoti, onde também foram comparadas as zonas inferior e superior, espécies *A. brasiliensis*, *L. piquitinga* e *S. greeleyi* também ocorreram em maior proporção na sua zona inferior, assim como *S. testudineus*, *C. spilopterus*, *O. oglinum*, *E. melanopterus* e *E. havana*. Já na zona superior do Pacoti, ocorreram em destaque *M. curema*, *L. grossidens*, *G. oceanicus*, *E. argenteus*, *A. lineatus*, como no Choró, além de *C. parallelus*, *D. auratus* e *D. rhombeus* (FIGURA 19, TABELA 11).

Para o estuário do rio Curu, a zona inferior foi mais representada por *L. piquitinga*, *E. gula*, *S. greeleyi*, *H. unifasciatus*, *E. argenteus* e *L. grossidens*. Essas duas últimas espécies foram mais abundantes na zona superior dos estuários Pacoti e Choró. Na zona intermediária o SIMPER detectou as espécies *M. curema*, *A. brasiliensis*, *G. oceanicus*, *S. testudineus*, *D. rhombeus*, *D. auratus*, *E. brasilianus*, *A. lineatus*, *C. spixii*, *S. herzbergii* e *C. latus* como mais representativas. *Atherinella brasiliensis* foi mais abundante na zona inferior dos estuários Pacoti e Choró (FIGURA 19, TABELA 10).



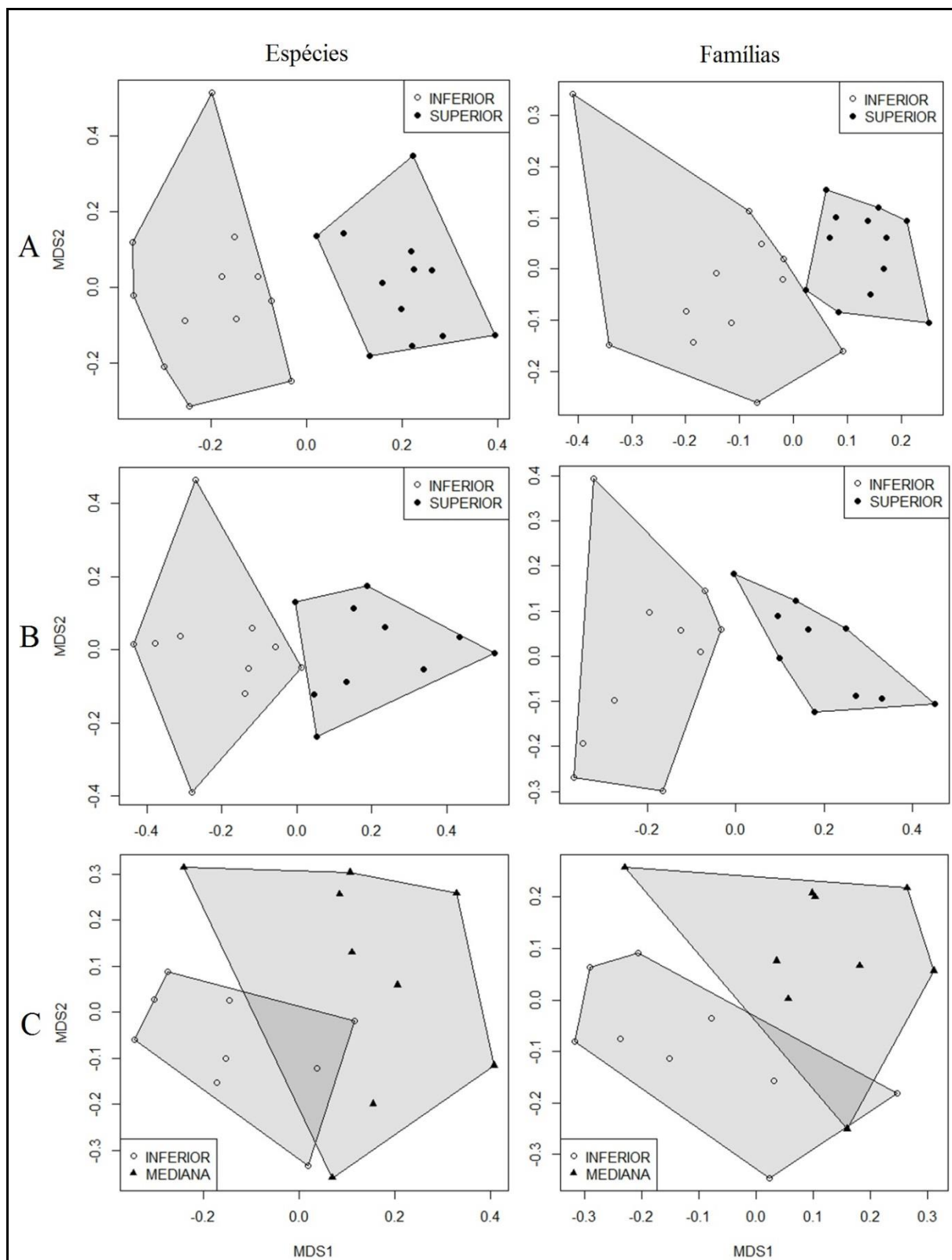


Figura 19 – NMDS comparando a composição (ind./100m<sup>2</sup>) de espécies de peixes e de famílias entre zonas estuarinas para os estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C).

Grupos de uso do estuário apresentaram diferenças apenas entre as zonas inferior e superior do Choró e do Pacoti. O estuário do rio Curu não mostrou diferenças na composição de grupos de uso do estuário entre as zonas inferior e intermediária. Espécies estuarino-oportunistas e estuarino-dependentes foram mais abundantes nas zonas inferior e superior, respectivamente. Espécies estuarinas foram levemente mais abundantes na zona inferior do Pacoti e na zona superior do Choró, indicando, em geral, que não existe uma preferência entre essas zonas específicas dos estuários para espécies residentes (FIGURA 20, TABELA 11).

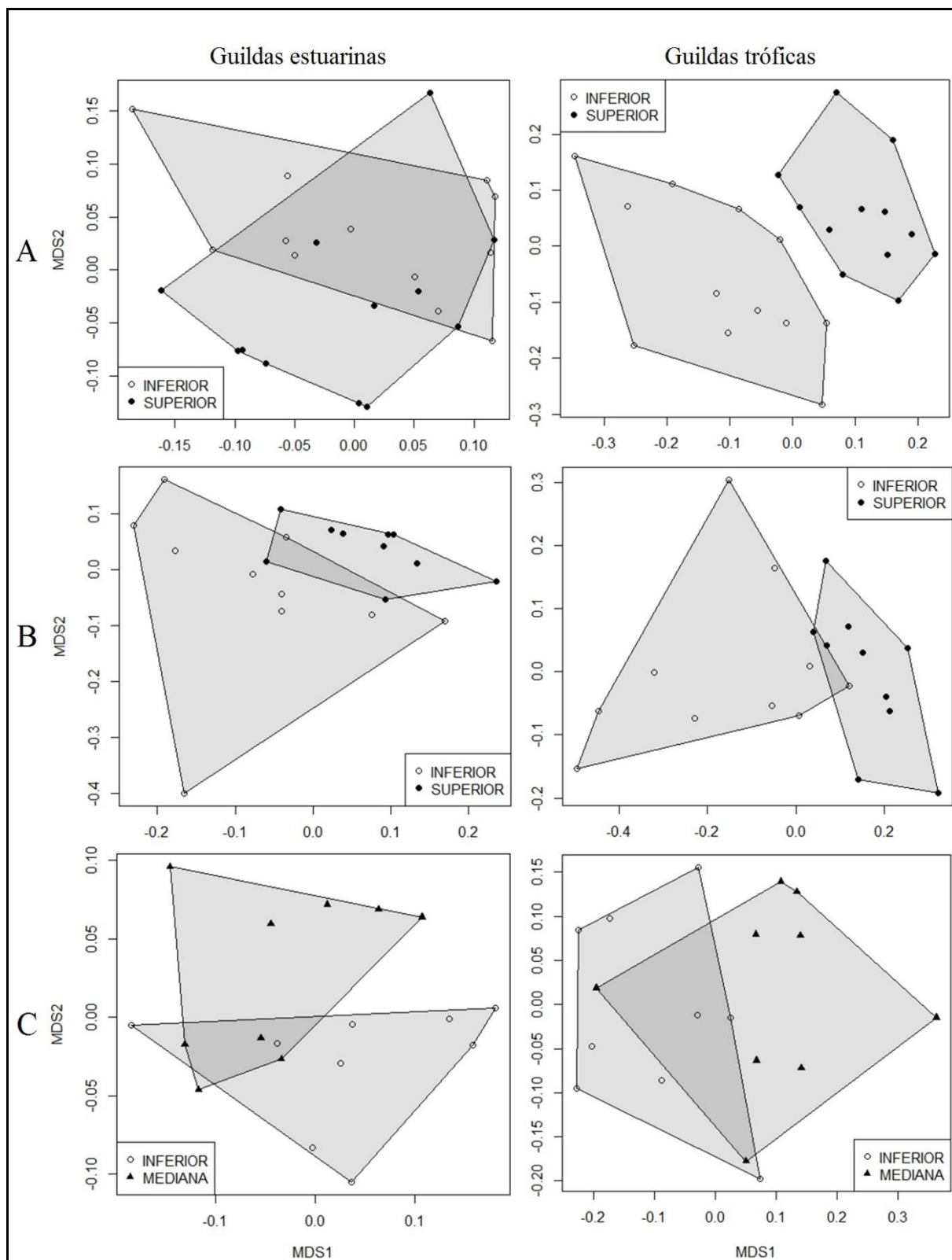


Figura 20 – NMDS comparando a composição (ind./100m<sup>2</sup>) de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas entre zonas estuarinas para os estuários dos rios Choró (A), Pacoti (B) e Curu (C).

Tabela 11 – (continua) Resultados das PERMANOVA e dos SIMPER das comparações entre as composições de abundância de espécies, de famílias, de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas entre zonas estuarinas nos estuários dos rios Choró, Pacoti e Curu. \*diferença significativa. +exclusivo da zona. Sublinhado: maiores responsáveis pela diferenciação. Os significados das siglas das famílias e guildas estão na tabela 7.

ESTUÁRIO	PERMANOVA	COMPARAÇÃO	$\alpha = 0,05$
CHORÓ	Espécies	Inferior vs Superior	$R^2 = 24,2\%$ ; $F_{1,22} = 7,05$ $P = 0,001^*$
	Famílias		$R^2 = 24,6\%$ ; $F_{1,22} = 7,20$ $P = 0,001^*$
	Guildas estuário		$R^2 = 11,3\%$ ; $F_{1,22} = 2,81$ $P = 0,04^*$
	Guildas tróficas		$R^2 = 26,5\%$ ; $F_{1,22} = 7,95$ $P = 0,001^*$
		Inferior	Superior
	<i>A. brasiliensis</i> ,	<u>ATH</u> , E, <u>OP</u>	<i>M. curema</i> , <u>MUG</u> , <u>MD</u> , <u>DV</u>
	<i>L. piquitinga</i> <sup>+</sup> ,	<u>CLU</u> , MD, <u>OVp</u>	<i>L. grossidens</i> , <u>ENG</u> , E, ZB
	<i>D. rhombeus</i> ,	GER, MD, ZB	<i>G. oceanicus</i> , <u>GOB</u> , E, <u>DV</u>
	<i>S. greeleyi</i> ,	TET, E, ZB	<i>A. clupeoides</i> , <u>ENG</u> , <u>MD</u> , <u>OV</u>
	<i>S. herzbergii</i> ,	ARI, E, <u>OP</u>	<i>E. argenteus</i> , GER, <u>MD</u> , ZB
	<i>E. gula</i> ,	GER, <u>MO</u> , ZB	<i>R. amazonica</i> <sup>+</sup> , CLU, E, ZP
	<i>D. auratus</i> ,	GER, MD, ZB	<i>E. brasilianus</i> , GER, <u>MD</u> , ZB
	<i>P. corvinaeformis</i> ,	<u>HAE</u> , <u>MO</u> , ZB	<i>A. achirus</i> , <u>ACH</u> , <u>MD</u> , ZB
	<i>M. curvidens</i> <sup>+</sup> ,	MUG, MD, DV	<i>A. lineatus</i> , <u>ACH</u> , <u>MD</u> , ZB
			<i>C. spixii</i> <sup>+</sup> , <u>ARI</u> , E, OP
			<i>S. testudineus</i> , TET, E, ZB
			<i>C. spilopterus</i> , PAR, E, ZB
PACOTI	Espécies	Inferior vs Superior	$R^2 = 24,0\%$ ; $F_{1,18} = 5,68$ $P = 0,001^*$
	Famílias		$R^2 = 31,7\%$ ; $F_{1,18} = 8,36$ $P = 0,001^*$
	Guildas estuário		$R^2 = 22,8\%$ ; $F_{1,18} = 5,32$ $P = 0,003^*$
	Guildas tróficas		$R^2 = 33,4\%$ ; $F_{1,18} = 9,04$ $P = 0,001^*$
		Inferior	Superior
	<i>L. piquitinga</i> ,	<u>CLU</u> , MD, <u>OVp</u>	<i>D. auratus</i> , <u>GER</u> , <u>MD</u> , <u>ZB</u>
	<i>A. brasiliensis</i> ,	<u>ATH</u> , E, <u>OP</u>	<i>E. argenteus</i> , <u>GER</u> , <u>MD</u> , <u>ZB</u>
	<i>S. greeleyi</i> ,	<u>TET</u> , E, ZB	<i>M. curema</i> , <u>MUG</u> , <u>MD</u> , <u>DV</u>
	<i>S. testudineus</i> ,	<u>TET</u> , E, ZB	<i>C. parallelus</i> <sup>+</sup> , <u>CEN</u> <sup>+</sup> , <u>MD</u> , PV
	<i>C. spilopterus</i> ,	<u>PAR</u> , E, ZB	<i>G. oceanicus</i> <sup>+</sup> , <u>GOB</u> , E, <u>DV</u>
	<i>O. oglinum</i> <sup>+</sup> ,	<u>CLU</u> , <u>MO</u> , <u>OVp</u>	<i>L. grossidens</i> , ENG, E, <u>ZB</u>
	<i>E. melanopterus</i> <sup>+</sup> ,	GER, MD, <u>OP</u>	<i>D. rhombeus</i> <sup>+</sup> , <u>GER</u> , <u>MD</u> , <u>ZB</u>
	<i>E. havana</i> <sup>+</sup> ,	GER, <u>MO</u> , ZB	<i>A. lineatus</i> , ACH, <u>MD</u> , <u>ZB</u>
CURU	Espécies	Inferior vs Intermediária	$R^2 = 17,2\%$ ; $F_{1,16} = 3,15$ $P = 0,001^*$
	Famílias		$R^2 = 21,6\%$ ; $F_{1,16} = 4,41$ $P = 0,001^*$
	Guildas estuário		$R^2 = 17,9\%$ ; $F_{1,16} = 3,50$ $P = 0,05$
	Guildas tróficas		$R^2 = 20,1\%$ ; $F_{1,16} = 4,02$ $P = 0,009^*$

Tabela 11 – (conclusão) Resultados das PERMANOVA e dos SIMPER das comparações entre as composições de abundância de espécies, de famílias, de guildas de uso do ambiente estuarino e de guildas tróficas entre zonas estuarinas nos estuários dos rios Choró, Pacoti e Curu. \*diferença significativa. +exclusivo da zona. Sublinhado: maiores responsáveis pela diferenciação. Os significados das siglas das famílias e guildas estão na tabela 7.

	Inferior	Intermediária
<i>L. piquitinga</i> ,	<u>CLU</u> , MD, <u>OVp</u>	<i>M. curema</i> , <u>MUG</u> , MD, <u>DV</u>
<i>E. argenteus</i> ,	<u>GER</u> , MD, <u>ZB</u>	<i>A. brasiliensis</i> , <u>ATH</u> , E, <u>OP</u>
<i>L. grossidens</i> ,	ENG, E, <u>ZB</u>	<i>G. oceanicus</i> , <u>GOB</u> , E, <u>DV</u>
<i>E. gula</i> ,	<u>GER</u> , MO, <u>ZB</u>	<i>S. testudineus</i> , <u>TET</u> , E, ZB
<i>S. greeleyi</i> ,	TET, E, <u>ZB</u>	<i>D. rhombeus</i> , GER, MD, ZB
<i>H. unifasciatus</i> <sup>+</sup> ,	<u>HEM</u> <sup>+</sup> , MO, OV	<i>D. auratus</i> , GER, MD, ZB
		<i>E. brasilianus</i> , GER, MD, ZB
		<i>A. lineatus</i> , <u>ACH</u> , MD, ZB
		<i>C. spixii</i> , <u>ARI</u> <sup>+</sup> , E, <u>OP</u>
		<i>S. herzbergii</i> <sup>+</sup> , <u>ARI</u> <sup>+</sup> , E, <u>OP</u>
		<i>C. latus</i> , CAR, MD, ZB

Mesmo as análises de SIMPER não detectando diferenças entre as guildas das espécies marinha-visitantes e dulcícola-visitantes como importantes para a segregação das zonas quanto à abundância, as mesmas apresentaram maior abundância nas zonas inferior e superior, respectivamente. O mesmo foi observado para o Curu entre as zonas inferior e intermediária. Todas as espécies dulcícolas foram registradas apenas na zona superior do Choró e do Pacoti, e apenas na zona intermediária do Curu (FIGURAS 21, 22 e 23).

Os principais grupos tróficos que segregaram as espécies nas zonas estuarinas foram os oportunistas, os onívoro-planctônicos, os onívoros e os detritívoros. Na zona inferior do Choró os grupos tróficos mais abundantes foram os oportunistas e os onívoro-planctônicos. Na zona superior desse estuário, os onívoros e detritívoros. No estuário do rio Pacoti, o mesmo foi observado para sua zona inferior, enquanto na zona superior os grupos principais na segregação foram os detritívoros e os zoobentívoros. No estuário do rio Curu, a zona inferior também obteve grande contribuição dos onívoro-planctônicos, além dos zoobentívoros. A zona intermediária foi mais abundante em detritívoros e oportunistas (FIGURA 22 e 24, TABELA 11).

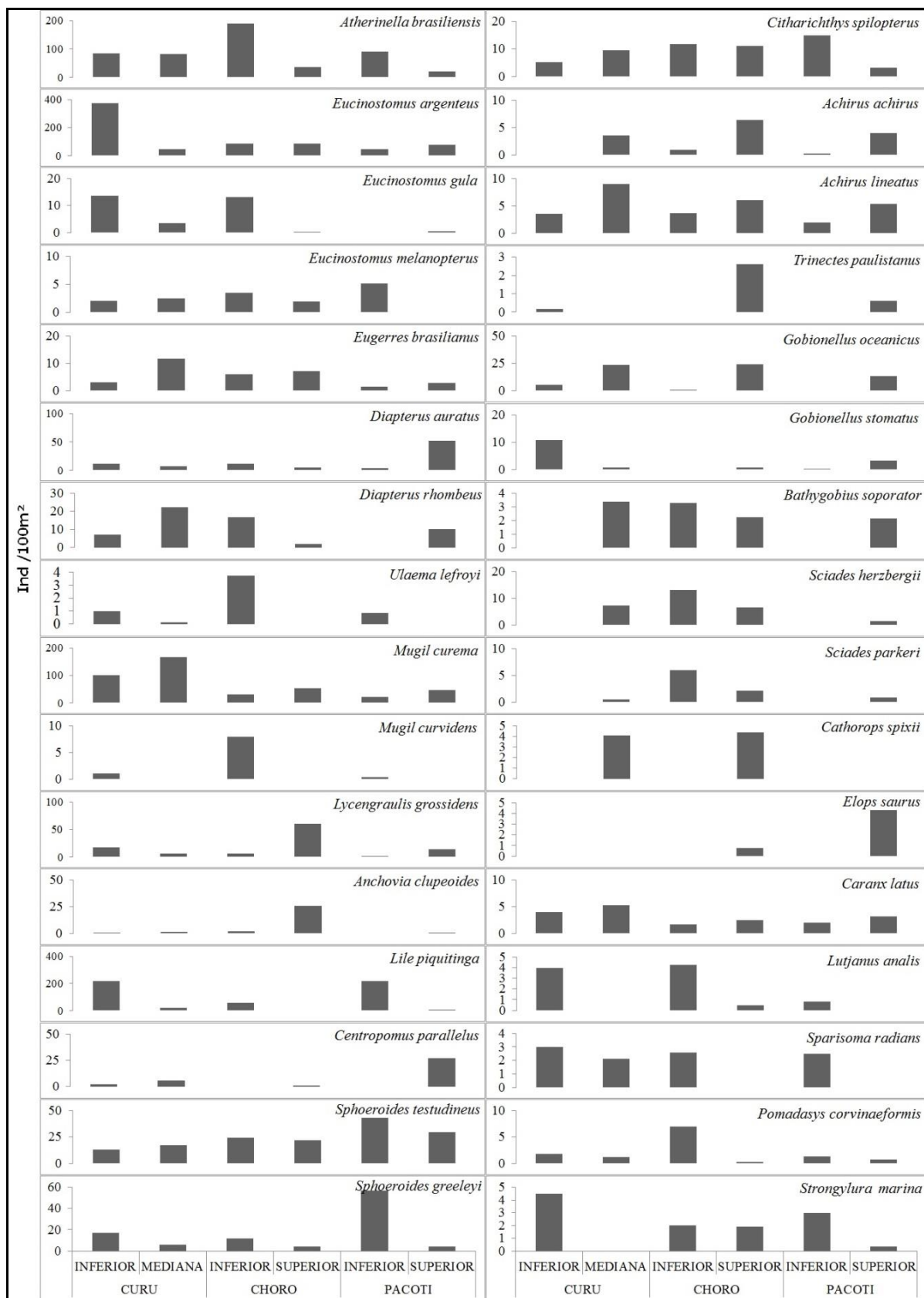


Figura 21 – Abundância (ind./100m<sup>2</sup>) de algumas espécies de peixes amostradas em diferentes zonas estuarinas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.

INFERIOR	INFERIOR e MEDIANA	INFERIOR, MEDIANA e SUPERIOR
<i>Albula vulpes</i>	MO ZB	<i>Archosargus rhomboidalis</i> MO ZB
<i>Anableps anableps</i>	MS OV	<i>Dasyatis guttata</i> MD ZB
<i>Antemarius striatus</i>	MS ZB	<i>Eucinostomus havana</i> MO ZB
<i>Archosargus probatocephalus</i>	MS OV	<i>Haemulon parra</i> MS ZB
<i>Bothus ocellatus</i>	MS ZB	<i>Hippocampus reidi</i> E ZP
<i>Chilomycterus antematus</i>	MS ZB	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> MO OV
<i>Dactylopterus volitans</i>	MS ZB	<i>Lutjanus alexandrei</i> MD ZB
<i>Etropus crossotus</i>	MD ZB	<i>Mugil curvidens</i> MD DV
<i>Menticirrhus americanus</i>	MO ZB	<i>Mugil rubrioculus</i> MD DV
<i>Micrognathus erugatus</i>	MO ZP	<i>Opisthonema oglinum</i> MO OV <sub>p</sub>
<i>Mycteroperca bonaci</i>	MO ZP	<i>Paralichthys brasiliensis</i> MD ZB
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	MS ZB	<i>Syngnathus pelagicus</i> MO ZP
<i>Orthopristis ruber</i>	MS ZB	<i>Trachinotus falcatus</i> MO ZB
<i>Prionotus punctatus</i>	MS ZB	
<i>Sphoeroides spengleri</i>	MO ZB	
<i>Synodus foetens</i>	MS PV	
	<b>MEDIANA e SUPERIOR</b>	
	<i>Anchoa spinifer</i> *	MO OV
	<i>Astyanax bimaculatus</i>	FS OV
	<i>Cathorops spixii</i>	E OP
	<i>Centropomus parallelus</i> *	MD PV
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	MO OV <sub>p</sub>
	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	MD OV
	<i>Ctenogobius smaragdus</i> *	MD OV
	<i>Cynoscion acoupa</i>	MD ZB
	<i>Micropogonias furnieri</i>	MD ZB
	<i>Mugil liza</i>	MD DV
	<i>Oligoplites saurus</i>	MD PV
	<i>Rhinosardinia amazonica</i>	E ZP
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	FS PV
	<i>Symphurus tessellatus</i>	MD OP
		<i>Achirus achirus</i> MD ZB
		<i>Achirus lineatus</i> MD ZB
		<i>Anchovia clupeioides</i> MD OV
		<i>Atherinella brasiliensis</i> E OP
		<i>Bathygobius soporator</i> E OV
		<i>Caranx latus</i> MD ZB
		<i>Cathorops arenatus</i> MD OP
		<i>Chaetodipterus faber</i> MD OP
		<i>Citharichthys arenaceus</i> MD ZB
		<i>Citharichthys spilopterus</i> E ZB
		<i>Diapterus auratus</i> MD ZB
		<i>Diapterus rhombeus</i> MD ZB
		<i>Elops saurus</i> MD PV
		<i>Eucinostomus argenteus</i> MD ZB
		<i>Eucinostomus gula</i> MO ZB
		<i>Eucinostomus melanopterus</i> MD OP
		<i>Eugerres brasilianus</i> MD ZB
		<i>Genyatremus luteus</i> MS ZB
		<i>Gobionellus oceanicus</i> E DV
		<i>Gobionellus stomatus</i> E DV
		<i>Lile piquitinga</i> MD OV <sub>p</sub>
		<i>Lutjanus analis</i> MD ZB
		<i>Lutjanus apodus</i> MD ZB
		<i>Lutjanus griseus</i> MD ZB
		<i>Lycengraulis grossidens</i> E ZB
		<i>Mugil curema</i> MD DV
		<i>Myrichthys ocellatus</i> MO ZB
		<i>Oligoplites palometa</i> MD PV
		<i>Pomadasys corvinaeformis</i> MO ZB
		<i>Sciades herzbergii</i> E OP
		<i>Sciades parkeri</i> E OP
		<i>Scorpaena plumieri</i> MO ZB
		<i>Selene vomer</i> MO ZB
		<i>Sparisoma radians</i> MO HV
		<i>Sphoeroides greeleyi</i> E ZB
		<i>Sphoeroides testudineus</i> E ZB
		<i>Sphyraena barracuda</i> MD PV
		<i>Strongylura marina</i> MD PV
		<i>Strongylura timucu</i> MD PV
		<i>Ulaema lefroyi</i> MO ZB

**\*CURU**  
**INFERIOR**  
*Ctenogobius smaragdus*  
*Trinectes paulistanus*  
**INFERIOR e MEDIANA**  
*Anchoa spinifer*  
*Centropomus parallelus*

Figura 22 – Ocorrência de espécies de peixes para as zonas dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.  
 \*espécies que ocorreram em zonas diferentes para o Curu.

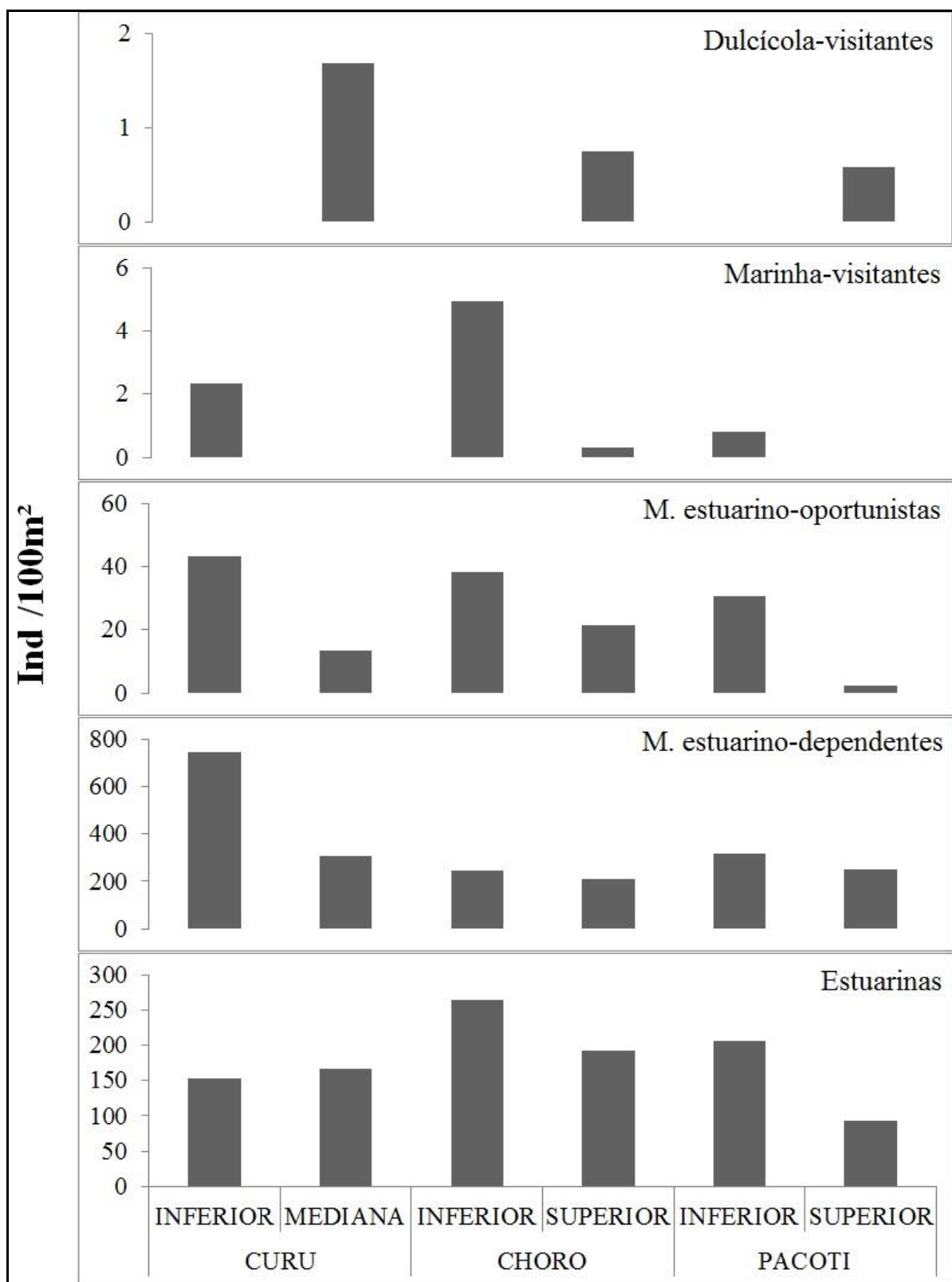


Figura 23 – Abundância (ind./100m<sup>2</sup>) dos grupos de uso do ambiente estuarino ao longo das zonas estuarinas avaliadas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.



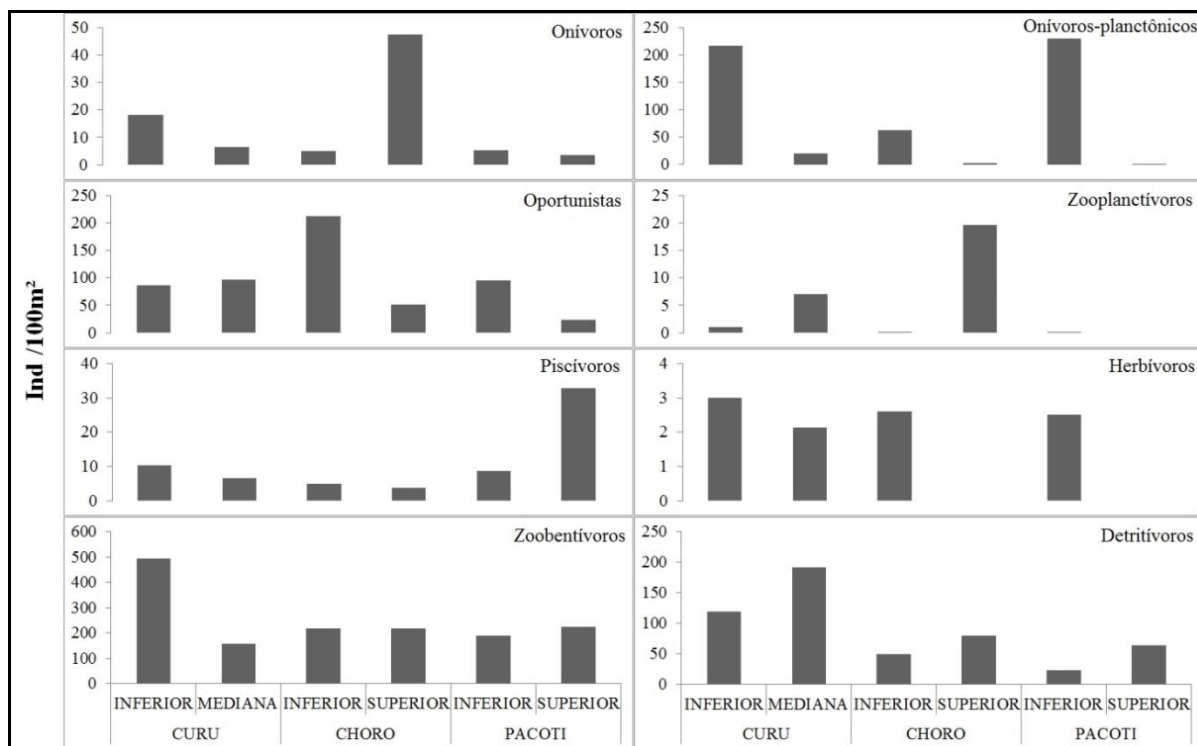


Figura 24 – Abundância (ind./100m<sup>2</sup>) dos grupos tróficos ao longo das zonas estuarinas avaliadas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.

## 4 DISCUSSÃO

O elevado número de espécies raras e a baixa abundância da grande maioria das espécies encontradas no presente estudo foram consistentes com o padrão de diversidade em ambientes tropicais (LONGHURST; PAULY, 2007). Este padrão pode ser explicado em estuários tropicais onde as flutuações ambientais e processos relacionados as marés e migrações, além da maior diversidade de habitats, seriam responsáveis pela abundância e distribuição das espécies de peixes (BLABER, 2000; VILAR *et al.*, 2013; VASCONCELOS *et al.*, 2015).

As famílias mais ricas em espécies amostradas (Carangidae, Lutjanidae, Gerreidae e Gobiidae) estão de acordo com o padrão encontrado para os estuários da costa cearense (Capítulo 1), exceto pela baixa representatividade de Sciaenidae nas amostragens, tanto em riqueza quanto em densidade e biomassa. Uma possível explicação para a baixa contribuição dessa família nas amostragens pode ser a seletividade dos aparelhos utilizados, que são limitados às áreas mais rasas como arrastos de praia, ou mesmo o horário e condições de marés baixas (BEZERRA *et al.*, 2012; DANTAS; BARLETTA, 2016; PASQUAD *et al.*, 2012; RAMOS *et al.*, 2011; REIS-FILHO *et al.*, 2011). De fato, utilizando redes de espera e de arrasto de fundo no canal principal, outros autores registraram elevadas abundâncias relativas de *Cynoscion* spp. e *Stellifer* spp. (BARLETTA *et al.*, 2005; CARDOSO *et al.*, 2014; LOUREIRO *et al.*, 2016).

Das 98 espécies de peixes amostradas para os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti, apenas uma pertence aos Chondrichthyes. A baixa representatividade do número de espécies deste táxon é uma característica da ictiofauna dos ambientes estuarinos de pequeno porte do Nordeste brasileiro (Capítulo 1). É provável que os elasmobrânquios costeiros não encontrem nas áreas estuarinas locais e condições para áreas de alimentação, berçário ou reprodução, exceto *Dasyatis guttata*, considerada estuarino-dependente e que potencialmente utiliza o estuário do rio Curu como berçário (BASÍLIO *et al.*, 2008).

A fauna estuarina de águas rasas de estuários brasileiros (BARBANTI *et al.*, 2013; GARCIA; VIEIRA, 2001; PAIVA *et al.*, 2008; PICHLER *et al.*, 2015; REIS-FILHO *et al.*, 2010; SPACH *et al.*, 2004) e de outros continentes (JUNG; HOUDE, 2003; BARLETTA; BLABER, 2007; WHITFIELD, 2015) compartilham um grande número de espécies marinhas e uma escassez de táxons de água doce. Em geral, as espécies adaptadas a completar seus ciclos de vida dentro desses estuários representam uma pequena porcentagem comparada às espécies oportunistas e dependentes que habitam estuários (DAY Jr. *et al.*, 2013; POTTER *et*

*al.*, 2015). Entretanto, embora algumas espécies residentes, no presente estudo, estejam entre as dominantes, quando se leva em consideração o conjunto total, as espécies tipicamente marinhas, principalmente as dependentes, foram na maioria dos casos mais abundantes em termos de abundância e biomassa. Por exemplo, espécies estuarinas de pequeno porte, como *A. brasiliensis*, geralmente formaram um grupo menos dominante em termos de biomassa, mas foram numericamente muito abundantes. Em estuários australianos, onde a salinidade é relativamente uniforme, assim como nos estuários do presente estudo, a biomassa de peixes foi dominada por espécies marinhas, enquanto em estuários amazônicos, onde o fluxo de água doce é superior, as assembleias foram dominadas por espécies estuarinas (BARLETTA; BLABER, 2007; GIARRIZZO; KRUMME, 2008). A distribuição e abundância de guildas ecológicas dentro dos estuários foram determinadas primariamente pelas características hidrológicas e pela disponibilidade de habitats (BARLETTA; BLABER, 2007). Já a escassez de espécies dulcícolas pode ser explicada pela alta salinidade em estuários com grande influência marinha, entre outros fatores que contribuem para uma menor proporção de dulcícolas (WHITFIELD, 2015). Embora espécies residentes geralmente tenham dominância em termos de abundância em estuários (ELLIOTT *et al.*, 2007), elas foram representadas por apenas 14 espécies (das quais apenas cinco foram entre as mais abundantes em abundância e/ou biomassa) dentre as 98 identificadas no presente estudo. Esta menor representatividade, quando comparado a espécies estuarino-dependentes e oportunistas, é similar à observada em estuários do Brasil e do mundo (FRANCO *et al.*, 2008; LAMBERTH; TURPIE, 2003; LOBRY *et al.*, 2003; MATHIESON *et al.*, 2000; MOURÃO *et al.*, 2014; NICOLAS *et al.*, 2010; PAIVA *et al.*, 2009; HOEINGHAUS *et al.*, 2011; SOLARI *et al.*, 2015; NEVES *et al.*, 2008; SELLESLAGH *et al.*, 2009). Assim, como observado em outros estuários, os três ecossistemas aqui analisados foram utilizados como ambientes de circulação temporária, abrigo e alimentação pelos peixes (BARLETTA-BERGAN *et al.*, 2002; VASCONCELOS *et al.*, 2010).

As espécies de peixes estuarinas residentes no presente estudo pertencem a famílias predominantemente de origem marinha, e potencialmente completam todo o ciclo de vida no ambiente estuarino (POTTER *et al.*, 2015). Já as espécies marinhas estuarino-dependentes, representadas por um considerável número, caracterizam a ictiofauna estuarina, com representantes dos gêneros *Mugil*, *Centropomus*, *Diapterus*, *Eucinostomus*, *Eugerres*, *Lutjanus*, *Micropogonias*, entre outros. Estes táxons são encontrados nos ambientes estuarinos principalmente quando juvenis utilizando estas áreas como berçário e crescimento, e foram considerados de importância comercial para a pesca artesanal (BLABER, 1997; ABURTO-

OROPEZA *et al.*, 2008; MANSON *et al.*, 2005). As espécies marinhas estuarino-oportunistas como os gêneros *Anchoa*, *Opisthonema*, *Pomadasys* capturados nesses estuários, os utilizam, assim como a região costeira, para proteção, crescimento e alimentação. As marinha-visitantes são geralmente exemplares adultos de espécies associadas a recifes, pois são espécies que frequentam esporadicamente e em baixos números nos estuários (POTTER *et al.*, 2015), como evidenciado no presente estudo.

O número de grupos tróficos encontrado nesse estudo foi similar ao reportado para outros estuários (PASSOS *et al.*, 2013; MOURÃO *et al.*, 2014). Por exemplo, em estuários localizados no sul do Brasil, espécies zoobentívoras e piscívoras dominaram (PASSOS *et al.*, 2013). Em outros estuários tropicais, zoobentívoros também dominaram (FRANCO *et al.*, 2008; MOURÃO *et al.*, 2014, PAIVA *et al.*, 2008; KRUMME *et al.* 2004). O segundo grupo mais representativo no presente estudo foi os detritívoros, assim como encontrado por Franco *et al.* (2008). Isso se deveu à grande contribuição das espécies dos gêneros *Mugil* e *Gobionellus*, principalmente *Mugil curema*. Os estuários são característicos em apresentar uma miríade de organismos bentônicos, além de ter uma teia trófica baseada no detrito bastante conspícua (DAY Jr. *et al.*, 2013), influenciando na dominância de tais grupos. Como dito por Whitfield (2015), o ambiente estuarino também é caracterizado por apresentar uma grande riqueza de peixes predadores, desse modo fica a questão a ser investigada futuramente do porque a guilda piscívora ter sido menos atuante nos estuários aqui analisados.

A ecologia trófica de peixes em estuários é altamente diversificada, com todos os níveis tróficos representados (PAIVA *et al.*, 2008). Esta diversidade trófica também foi registrada em todas as zonas estuarinas avaliadas no presente estudo, com zoobentívoros, detritívoros e oportunistas sendo predominantes. Existe uma relação entre o substrato e a alta porcentagem relativa de peixes zoobentívoros encontrados em todas as zonas deste estudo, como previsto por Blaber (2000), que propôs que este grupo deve predominar em todos os tipos de substratos nos estuários. Porém, no presente estudo peixes zoobentívoros foram mais abundantes nas zonas superiores do Choró e Pacoti, e na zona inferior do Curu, nas quais dominam o substrato argiloso.

A dominância de espécies consideradas oportunistas como *A. brasiliensis*, pode ter influenciado à alta contribuição em abundância, além dos bagres (*S. herzbergii*) que tiveram elevadas biomassas na área de estudo. Ambas as espécies são consideradas generalistas que se alimentam de uma gama de recursos incluindo detrito, algas e invertebrados (PAIVA *et al.*, 2008; FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015).

Em ecossistemas estuarinos um aumento na riqueza de espécies de peixes com

um número maior na zona inferior e menor na superior, coincidindo com a diminuição da salinidade à montante, foi observado em alguns estudos (ARAÚJO *et al.*, 2002; NEVES *et al.*, 2011; HACKRADT *et al.*, 2011; AKIN *et al.*, 2003; MARTINO; ABLE, 2003; MOURÃO *et al.*, 2015; THIEL *et al.*, 1995, WHITFIELD, 1999, VEGA-CENDEJAS; SANTILLANA, 2004). Em contraste, no presente estudo, a riqueza de espécies não apresentou variação entre as zonas estuarinas avaliadas, com homogeneização da riqueza da ictiofauna entre as zonas, um evidente avanço das águas oceânicas a montante, associado à escassez de chuvas da região semiárida. Diferente de muitos estudos (NEVES *et al.*, 2011; PASSOS *et al.*, 2013; VILAR *et al.*, 2011), a grande variação da salinidade nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti no período chuvoso foi determinante para a ocorrência de espécies dulcícolas, e mesmo assim, foram registrados poucos espécimes, no máximo 10 *A. bimaculatus* no Curu. A influência da salinidade sobre a fisiologia e consequente distribuição dos peixes é frequentemente devida à tolerância e história de vida das espécies (ELLIOTT *et al.*, 2007), o que explica maior riqueza e abundância de espécies marinhas na zona superior dos estuários avaliados neste estudo. Já a maioria das espécies de peixes de água doce restrita às áreas com baixas salinidades (ELLIOTT *et al.*, 2007; POTTER *et al.*, 2015), foram limitadas pelos altos valores desta variável durante os períodos de amostragem da ictiofauna.

Embora muitos estudos em estuários brasileiros tenham classificado as espécies em grupos funcionais (GARCIA; VIEIRA, 2001; ANDRADE-TUBINO *et al.*, 2008; REIS-FILHO *et al.*, 2010; VILAR *et al.*, 2011), poucos tem testado o efeito do gradiente de salinidade e do tipo de substrato (KANTOUSSAN *et al.*, 2012; PASSOS *et al.*, 2013; MOURÃO *et al.*, 2014; NYITRAI *et al.*, 2012) sobre os grupos funcionais das assembleias. Nesse estudo as abordagens taxonômica e funcional evidenciaram padrões, sendo esta última mais eficiente na descrição do uso dos recursos pelas espécies de peixes nestes ecossistemas. Nossos resultados corroboraram vários estudos já realizados, onde foi possível observar padrões espaciais e entre ecossistemas estuarinos (ELLIOTT; DEWAILLY, 1995; MATHIESON *et al.*, 2000; HARRISON; WHITFIELD, 2012), como também diferiu em relação a outros, onde apenas a abordagem taxonômica diferenciou espacialmente a assembleia (PASSOS *et al.*, 2013).

Entre as métricas taxonômicas empregadas, tanto em nível de espécies quanto de famílias foram eficientes em mostrar padrões. Seria esperado que as famílias tivessem menor poder explicativo já que podem conter várias espécies com diferentes atributos fisiológicos e comportamentais (BLABER, 2000; ELLIOTT *et al.*, 2007). Porém a homogeneidade salina dos estuários estudados parece apropriada para análises a esse nível taxonômico

Diferenças na abundância de espécies foram observadas entre os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. Porém não houve diferenças entre famílias e grupos funcionais. Recentemente Sheaves (2016) através de uma revisão de literatura avaliou as possíveis causas das variações entre ecossistemas estuarinos em escalas menores (100 km), e forneceu um modelo teórico que envolve diferentes causas simples, porém imprevisíveis. Uma das principais seria a ação de correntes marinhas em influenciar a colonização das larvas de peixes dependendo da distância entre a foz dos estuários e as zonas costeiras de desova, já que estas não são uniformemente distribuídas ao longo da zona costeira. Enquanto que para espécies que desovam no estuário, fatores intrínsecos a estes ecossistemas teriam maior influência na ocorrência e abundâncias, como por exemplo, variáveis físicas afetando a reprodução, pressão de predação, fatores que influenciariam da mesma forma espécies que desovam fora dos estuários (SHEAVES, 2016).

Ley (2005) considera fatores hidrológicos (forças do rio, de ondas, da maré), geomorfológicos (largura da boca, tipo de substrato) e biológicos (área de mangue) para explicar diferenças nas assembleias de peixes de onze estuários australianos. De fato, a variabilidade na disponibilidade de áreas de mangue para organismos nectônicos foi confirmada em estuários ao longo da costa australiana (BAKER *et al.*, 2015). Vasconcelos *et al.* (2015) e Pasquaud *et al.* (2015) encontraram que, entre os fatores locais, a riqueza de espécies de peixes em estuários é explicada pela largura da boca e área do estuário. De fato, o uso de novas ferramentas metodológicas como imagens de satélite e fotografias aéreas, junto ao acúmulo de informação em estudos de caso e monitoramentos de características bióticas e abióticas de estuários e áreas litorâneas são importantes para a explicação de padrões e processos ecológicos na ictiofauna destes ecossistemas.

Os três ecossistemas estuarinos estudados aqui, mesmo sem dados levantados para tal, provavelmente difiram uns dos outros em termos de pressões antropogênicas e outras condições abióticas não avaliadas (SANTANA *et al.*, 2015). Como dito por Whitfield (1999), não existem dois estuários idênticos se os peixes respondem de maneira consistente às condições ambientais. Segundo o ZEE (2005a), os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti se diferenciam em área de bacia de drenagem, volume hídrico, prisma de maré e potencial de diluição e de exportação hídricos. Portanto, supondo diferentes níveis de pressão e as condições ambientais intrínsecas, poderíamos esperar que os estuários apresentassem causas que devem ser futuramente testadas, a fim de explicar as diferenças na composição em abundância de espécies mostradas no presente estudo.

Mudanças sazonais em salinidade nos estuários são preditoras dos movimentos

dos peixes entre as zonas (VALESINI *et al.*, 1997; BASTOS *et al.*, 2014). Durante o período chuvoso, o fluxo do rio diminui a salinidade e permite que espécies dulcícolas visitem as áreas estuarinas, enquanto as marinhas-visitantes deixam a área a procura de níveis estáveis de salinidade (GARCIA; VIEIRA, 2001). Quanto à variação temporal, hipoteticamente esperada nas espécies de peixes visitantes, em função de mudanças da salinidade, isso não ocorreu no presente estudo, visto que este grupo foi constante ao longo de todo o ano apesar da baixa abundância, possivelmente pela pouca variação de salinidade nas zonas inferiores dos estuários, permanecendo próxima dos níveis do mar adjacente ou até maiores (35-38). No presente estudo, as maiores alterações na salinidade ocorreram na zona superior, diferente do que geralmente acontece em estuários positivos (PASSOS *et al.*, 2013; NEVES *et al.*, 2011) e mesmo assim, estas não influenciaram significativamente na riqueza e abundância da assembleia de peixes nesta zona. Mudanças sazonais como resultado das chuvas entre Março e Maio, levaram a variações da salinidade nas zonas intermediária e superior. Entretanto, estas alterações influenciaram na ocorrência de poucas espécies dulcícolas como *Astyanax* sp., *A. bimaculatus*, *M. costae*, *P. reticulata* e *S. Rhombeus* e praticamente não limitaram a distribuição das espécies marinhas ao longo do ano.

Temporalmente, apenas a espécie *Elops saurus*, considerada marinha estuarino-dependente, apresentou consideráveis diferenças na abundância, ocorrendo nos meses de Maio e Junho, final do período chuvoso e em todas as zonas estuarinas. Tais mudanças poderiam estar ligadas a processos de história de vida da espécie associado com estações reprodutivas e recrutamento (BLABER, 2000; McBRIDE *et al.*, 2001). No médio estuário, as escassas mudanças temporais podem estar relacionadas à ocorrência de espécies estuarinas, as quais geralmente preferem essa zona e, em tese, toleram maiores amplitudes de condições ambientais (ELLIOTT *et al.*, 2007; REIS-FILHO *et al.*, 2010). No estuário da Baía da Babitonga (Brasil) a sazonalidade na abundância de espécies foi mais pronunciada dependendo da zona do estuário (VILAR *et al.*, 2011), diferente do presente estudo onde a sazonalidade praticamente não surtiu mudanças na assembleia.

Este estudo indica que a salinidade não teve relação na estrutura taxonômica e funcional ao longo do perfil longitudinal dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti, apesar de esta variável ser uma característica chave entre estuários de todo o mundo (JAUREGUIZAR *et al.*, 2004; CHAGAS *et al.*, 2006; BARLETTA; BLABER, 2007; BARLETTA *et al.*, 2005; 2008; VILAR *et al.*, 2011; SELLESLAGH *et al.*, 2009). Já o substrato foi a variável que alterou as assembleias de peixes entre as zonas estuarinas, mostrando também diferenças entre os estuários analisados. Em estuários de menor porte,

como os avaliados neste estudo, e onde há escasso aporte hídrico continental, é esperado que o gradiente salino seja alterado por áreas hipersalinas, levando a uma inversão no gradiente salino (POTTER *et al.*, 2010), como aconteceu durante o período amostrado nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. Gradientes salinos na época das chuvas sem praticamente nenhuma variação na assembleia de peixes foi um dos principais resultados encontrados.

Das 98 espécies coletadas, 40 ocorreram nas três zonas estuarinas. Distintas composições e abundâncias das assembleias de peixes foram identificadas em cada zona estuarina analisada. Diferenças na composição entre as zonas estuarinas podem ser atribuídas, ao menos parcialmente, a variabilidade de substratos. Diferentes composições de espécies entre zonas estuarinas têm sido relatadas para grandes estuários tropicais (BARLETTA *et al.*, 2005; PAIVA *et al.*, 2008).

A fauna de peixes da zona inferior, teoricamente sob maior influência marinha, exibiu maior abundância de juvenis de espécies marinhas estuarino-dependentes e oportunistas (*E. gula*, *E. melanopterus*, *U. lefroyi*, *M. curvidens*, *L. piquitinga*, e *P. corvinaeformis*, entre outros) e marinha-visitantes (*A. anableps*, *A. striatus*, *B. ocellatus*, *C. antennatus*, *D. volitans*, *O. vespertilio*, *P. punctatus* e *S. foetens*). As espécies residentes (*A. brasiliensis*, *S. testudineus* e *C. spilopterus*) e algumas marinhas estuarino-dependentes como *Diapterus rhombeus* que toleram maiores mudanças de salinidade (BLABER, 2000) foram, no geral, igualmente distribuídas entre as zonas avaliadas nos estuários. Outras espécies pouco abundantes também contribuíram para a diferenciação da fauna entre zonas. Por exemplo, as espécies marinhas *O. oglinum*, *M. curvidens* e *L. analis* foram coletadas em maior número na zona inferior, enquanto *Gobionellus* spp. foram mais abundantes na zona superior de todos os estuários e na zona inferior do Curu, as quais apresentaram maior quantidade de substrato argiloso. Famílias de Clupeiformes foram segregadas espacialmente. Enquanto espécies da família Clupeidae foram mais abundantes na zona inferior (*L. piquitinga* e *O. oglinum*), os Engraulidae ocorreram em maior número na zona superior (*A. clupeoides* e *L. grossidens*). Gerreidae apresentou-se dominante e constante nas três zonas do estuário do rio Formoso em Pernambuco (PAIVA *et al.*, 2008), assim como no presente estudo.

Logo, este estudo indica que a distribuição das assembleias de peixes ao longo do gradiente longitudinal avaliado foi aparentemente determinada pelas respostas individuais das espécies, famílias e grupos funcionais ao gradiente ambiental dominante, no caso, substratos. Resultados que podem estar relacionados a preferências ambientais e estratégias de uso do habitat. Segundo Martino e Able (2003), padrões de larga escala (10 km) na estrutura das



assembleias de peixes são primariamente resultado das respostas a gradientes ambientais, enquanto em menor escala (1 km) os padrões parecem ser resultado de associações que são mais dirigidas por seleção de hábitat, competição e/ou estratégias para evitar predadores. Os estuários estudados compreenderam no máximo uma amplitude analisada de cerca de 6 km, sendo três estuários negativos de pequeno porte com as três zonas clássicas amostradas em dois deles. Assim, será que assembleias de peixes de estuários negativos de pequeno porte não responderiam a gradientes ambientais de forma detectável pelos métodos utilizados?

Muitos dos estudos sobre assembleias de peixes estuarinas não utilizam as mesmas ferramentas para a captura de peixes ao longo do seu comprimento longitudinal e/ou utilizam dados históricos para comparar com dados atuais, levando a dificuldades na padronização dos mesmos, o que pode produzir vieses de amostragem que precisam ser transformados ou corrigidos (NEVES *et al.*, 2011; VIANA *et al.*, 2012). Comparações de estrutura de assembleias requerem dados que reflitam acuradamente a verdadeira composição da ictiofauna com adequado desenho amostral (KWAK; PETERSON, 2007). O presente estudo padronizou as coletas utilizando as mesmas ferramentas para os três estuários e ao longo de todo o comprimento amostrado dos mesmos. Isso permitiu comparações robustas espacial e temporalmente. No entanto, nossas conclusões são limitadas para a fauna de águas rasas consistindo em sua maioria em espécimes juvenis. Portanto, futuros estudos devem avaliar outros componentes da fauna de peixes, como indivíduos de maior porte que habitam o canal principal destes ecossistemas. Outra potencial fonte de erro é que uma mesma espécie poderia pertencer a guildas diferentes de acordo com a região, devido diferenças na disponibilidade de recursos e condições ambientais (ELLIOTT *et al.*, 2007; BARLETTA; BLABER, 2007). Por exemplo, no presente estudo *D. rhombeus* foi classificado como uma espécie marinha estuarino-dependente, enquanto Passos *et al.* (2013) a considerou estuarina. Do mesmo modo, *G. luteus* foi classificada aqui como marinha-visitante, enquanto Barletta e Blaber (2007) a consideraram como espécie estuarina. Essas classificações são baseadas principalmente quanto às ocorrências e abundâncias. Tais discrepâncias mostram a necessidade de informações mais completas sobre biologia e ecologia das espécies que habitam os estuários, para assim resolver tais ambiguidades (BARLETTA *et al.*, 2010).

Além da salinidade e do substrato, outras variáveis ambientais tais como temperatura, profundidade e turbidez podem ter papéis determinantes nas características ecológicas das assembleias de peixes (BLABER, 2002; LUNT; SMEE, 2014). Estuários tropicais geralmente possuem alta turbidez (BLABER, 2000; LOWE *et al.*, 2015; LUNT; SMEE, 2014), importante característica na proteção de peixes juvenis por predadores visuais

que apresentam menor eficiência em baixos níveis de luminosidade (BLABER; BLABER, 1980). Por outro lado, em áreas costeiras ou estuarinas, a estrutura da assembleia de peixes depende mais da profundidade (ARAÚJO *et al.*, 2002), quando correlacionada ao tipo de substrato (HORNE; CAMPANA, 1989). Além do mais, a relação entre as variáveis ambientais e a distribuição dos organismos tem sido estudada associando com pressões humanas (MARSHALL; ELLIOTT, 1998; WHITFIELD, 1999; AKIN *et al.*, 2005); entretanto, a metodologia proposta no presente estudo não abordou informações para avaliar e comparar os níveis de impactos desses estuários.

Outra questão é que as ferramentas utilizadas no presente estudo (tarrafa e arrasto) limitam a amostragem para regiões com ausência de vegetação nos estuários. De acordo com França *et al.* (2009), áreas dominadas por algum tipo de planta (macrófitas aquáticas, manguezais, bancos de gramíneas) tipicamente suportam altas densidades de peixes e invertebrados independente do tipo de vegetação. Embora praias arenosas e planícies de maré sejam estruturalmente menos complexos do que habitats com vegetação, eles são tão importantes quanto os outros num ambiente estuarino, pois dão suporte a uma rica ictiofauna adjacente às áreas com vegetação (GRAY *et al.*, 1996; IKEJIMA *et al.*, 2003; LUGENDO *et al.*, 2006). Por exemplo, proporções relativas de peixes bentônicos especializados como Bothidae, Paralichthyidae e Gobiidae geralmente ocorrem em substratos nus (GRAY *et al.*, 1996, 2011; GUIDETTI, 2000). Tais habitats são geralmente próximos à vegetação halófitas (mangues e bancos de gramíneas) atuando como zonas de ecótono para a ictiofauna móvel entre águas rasas e mais profundas (SHEAVES, 2005; LUGENDO *et al.*, 2006). Habitats nus também oferecem potenciais refúgios alternativos e áreas de alimentação para muitas espécies, particularmente em águas turvas (BLABER *et al.*, 1995; MORRISON *et al.*, 2002; BORZONE *et al.*, 2003; LUGENDO *et al.*, 2006).

Análises de guildas tróficas têm sido consideradas excelentes indicadores de integridade ambiental (HENRIQUES *et al.*, 2008). A inserção de guildas tróficas como métricas para aplicação de índices multimétricos da integridade de ecossistemas tem sido comumente utilizado (VIANA *et al.*, 2012; VIANA; LUCENA FRÉDOU, 2014). Nesses estudos, o número de guildas diferiu e a ausência de piscívoros, zoobentívoros e detritívoros revelaram alterações ambientais. Elliott *et al.* (2007) afirmam que, em geral, quanto maior número de guildas tróficas, maior a integridade do ambiente estuarino devido maior equilíbrio das interações predador-presa, o que normalmente reflete reduzidas influências antrópicas. Browne e Lutz (2010) e Ecoutin *et al.* (2010) encontraram que distúrbios antrópicos resultam na perda de organismos topo de cadeia. No presente estudo, a composição das espécies de

peixes e guildas diferiram marcadamente apenas entre as zonas. E as guildas tróficas ainda são relativamente bem balanceadas entre os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti, mas já existem efeitos de impactos ambientais comprovados no estuário do rio Pacoti e em outros estuários da costa cearense (PIMENTEL *et al.*, 2016; SANTANA *et al.*, 2015).

Assim, o presente estudo fornece informações ecológicas inéditas sobre a ictiofauna de três estuários negativos do Nordeste brasileiro e levanta questionamentos para futuras pesquisas direcionadas a compreensão de padrões e processos que governam suas assembleias.

## 5 CONCLUSÕES

Os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti apresentam diferentes composições de espécies de peixes, porém com grupos funcionais similares em abundância.

A composição de peixes nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti não apresenta variações temporais.

Espacialmente, entre as zonas dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti, existem diferentes composições taxonômicas e funcionais da ictiofauna.

O tipo de substrato é a variável que altera espacialmente a composição da ictiofauna nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.

### **CAPÍTULO 3 – ECOMORFOLOGIA E RELAÇÃO TRAÇO-AMBIENTE DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE ESTUÁRIOS NEGATIVOS DO NORDESTE BRASILEIRO**

#### **RESUMO**

A ecomorfologia relaciona a forma do corpo das espécies e os fatores ambientais com o uso de recursos. Paralelamente a identificação dos traços funcionais relacionados com o ambiente contribui para prever alterações na composição da comunidade. Este estudo descreve padrões ecomorfológicos das assembleias de peixes de três estuários da costa do Nordeste do Brasil sob a hipótese de que diferentes atributos morfológicos implicam nas variadas formas de exploração dos recursos. E a relação traço-ambiente foi testada sob a hipótese de que mudanças na composição funcional da assembleia de peixes ao longo do estuário refletiria a relação traço-ambiente. Medições morfométricas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça, olho e boca foram feitas em 96 espécies coletadas entre Novembro/2014 e Setembro/2015 nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. Quinze traços funcionais foram obtidos, relacionados a características ecológicas quanto ao uso do habitat, locomoção e alimentação. Uma análise de componentes principais (PCA) avaliou tendências nas variações interespecíficas na assembleia de peixes no espaço morfológico multivariado. A hipótese nula de que os padrões morfológicos das espécies são independentes dos grupos formados pelas guildas foi testada com PERMANOVA. Quando da rejeição da hipótese nula, a análise discriminante (CDA) foi utilizada para avaliar as relações ecomorfológicas. Foi conduzida análise de dupla inércia RLQ para analisar a relação entre os traços funcionais das espécies e a estrutura do habitat. A significância estatística entre os traços funcionais e as variáveis de habitat foi verificada por permutação com os modelos nulos 2 e 4. Também foram feitas análises de nicho com índice de marginalidade média das espécies. A análise de Fourth-Corner detalhou os padrões da RLQ averiguando a significância de associações bivariadas. A assembleia de peixes dos estuários apresentou uma grande diversidade de traços que explicam, em parte, a utilização dos recursos. Porém, esses padrões não foram consolidados visto que a relação entre a morfologia das espécies e seus potenciais nichos não foram tão evidentes nessas assembleias muito ricas em espécies, apresentando diferenças morfológicas entre espécies que utilizam os mesmos recursos. Os estuários apresentaram-se homogêneos quanto à distribuição dos traços funcionais dos peixes, de modo que as características ambientais não influenciaram na seleção funcional da composição da assembleia.

## 1 INTRODUÇÃO

A organização das comunidades biológicas pode ser entendida pela interação dos organismos com o ambiente, e como os mesmos adquirem e compartilham recursos uns com os outros (ADITE; WINEMILLER, 1997). Com respeito a assembleias de peixes ricas em espécies, é esperado que a partição de recursos ambientais seja um dos principais mecanismos de segregação das espécies, resultando em maior especialização de nicho e/ou maior sobreposição de nicho (ROSS, 1986). Desse modo, a maioria dos estudos em assembleias ricas em espécies sugere que as mesmas são estruturadas por processos determinísticos, seja devido fatores bióticos ou abióticos (JACKSON *et al.*, 2001; HOEINGHAUS *et al.*, 2007).

A ecomorfologia relaciona a forma do corpo dos organismos e os fatores ambientais, como o uso de recursos, a partir da hipótese de que atributos morfológicos de cada espécie devem refletir importantes características de sua ecologia e assim indicar seus hábitos e adaptações a diferentes condições, como já tem sido demonstrado em muitos estudos para o uso do hábitat e ecologia trófica (GATZ, 1979; WATSON; BALON, 1984; CASATTI; CASTRO, 2006; OLIVEIRA *et al.*, 2010). Estes estudos assumem que os organismos são adaptados aos seus ambientes naturais, reflexo de suas histórias evolutivas, e assim seus atributos ecológicos podem ser inferidos a partir de sua morfologia. No entanto, se as associações entre a morfologia e a ecologia das espécies forem, em parte, independentes da filogenia, de modo que espécies com menor parentesco exibam convergências e espécies mais aparentadas exibam divergências evolutivas, a abordagem ecomorfológica ganha considerável poder de inferência (PAGOTTO *et al.*, 2009).

Peixes são considerados excelentes modelos biológicos em estudos ecomorfológicos devido à grande variedade de adaptações em suas estruturas, à forma de captura das presas e hábitos alimentares (HELFMAN *et al.*, 2009). Uma abordagem que permite um entendimento de como a enorme diversidade de formas e funções dos organismos influenciam seus padrões de utilização de recursos ambientais é a integração de estudos ecomorfológicos (WINEMILLER, 1991; OLIVEIRA *et al.*, 2010; PEASE *et al.*, 2012; PESSANHA *et al.*, 2015).

De igual modo, é sabido que os peixes respondem de maneira consistente às condições ambientais (AZEVEDO *et al.*, 2006; NEVES *et al.*, 2011; WHITFIELD, 1999). Estuários são ecossistemas altamente dinâmicos e heterogêneos, seja no sentido de apresentar habitats diversos (canal principal, praias estuarinas, planícies de maré, canais de maré, bancos de gramíneas e florestas de mangue alagáveis do entremarés) quanto no sentido de seu

gradiente espacial jusante-montante referentes a alterações na salinidade, composição de substratos e largura do rio (DAY Jr. *et al.*, 2013; RAMOS *et al.*, 2011; LACERDA *et al.*, 2014). Essa variedade de habitats é resultado da interação entre os ecossistemas marinho, dulcícola e terrestre (ELLIOTT; WHITFIELD, 2011), o que a princípio configuraria um ecótono, porém formando um ecoclina característico pelo contínuo de assembleias diferenciadas ao longo desse ecossistema (ATTHRILL; RUNDLE, 2002).

Ambientes que possuem essas alterações são sujeitos a mudanças na composição da comunidade de modo não aleatório, como mostrado por vários estudos onde a composição taxonômica e funcional pode ser diferenciada entre zonas do gradiente longitudinal estuarino (NEVES *et al.*, 2011; VILAR *et al.*, 2011; PASSOS *et al.*, 2013). Alterações na comunidade em face das características ambientais podem ser previstas pela combinação de traços de modo rápido e informativo sobre a ecologia das espécies (VILLÉGER *et al.*, 2010; MOUILLOT *et al.*, 2013). Mas poucos estudos em estuários negativos avaliaram mudanças na composição funcional de peixes perante alterações ambientais, sejam elas naturais ou antrópicas, com base em traços quantitativos, em nível de assembleia (mas veja PESSANHA *et al.*, 2015). A identificação dos traços funcionais correlacionados com gradientes ambientais contribui para prever alterações na composição e indicam quais funções são esperadas naqueles estratos, além de respostas das espécies às mudanças induzidas por distúrbios (HAUSNER *et al.*, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2016).

O presente estudo analisou os padrões ecomorfológicos das assembleias de peixes de três estuários negativos da costa do Nordeste do Brasil e avaliou os efeitos das guildas de uso do estuário, das guildas tróficas e ocupação da coluna d'água na dimensão morfológica sob a hipótese de que diferentes atributos morfológicos envolvem variadas formas de exploração dos recursos ambientais. A associação entre os traços funcionais e o gradiente ambiental dos estuários (salinidade, substrato e distância para o mar) também foi testada, sob a hipótese de que mudanças na composição funcional da assembleia ao longo do comprimento do estuário refletiria a relação traço-ambiente. Espera-se que os traços funcionais dos peixes não sejam aleatoriamente distribuídos e estejam correlacionados com o habitat físico, prevendo a distribuição dos peixes em estuários com características similares na região Nordeste do Brasil.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área do estudo

O clima que caracteriza a região de estudo, segundo classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2014), é a zona tropical com verão seco do tipo “As” (valores médios entre 1000 e 1300 mm anuais), com deficiência hídrica moderada a baixa, mas ainda com grande influência do clima semiárido “BSh” no aporte hídrico. A Zona de Convergência Intertropical é responsável pelo estabelecimento da quadra chuvosa em fevereiro, a qual atinge sua posição no Hemisfério Sul, começando seu retorno ao Hemisfério Norte em maio, quando o período chuvoso entra em declínio (ZANELLA, 2005). A região possui marés semidiurnas, com variação média entre 0.0 a 3.0, sendo considerada de mesomaré de acordo com McLusky e Elliott (2004). Os estuários da costa cearense avaliados neste estudo (FIGURA 25) configuram regimes hídricos negativos, mostrando escassa contribuição de água doce de drenagem continental em grande parte do ano (período seco: junho a janeiro), produzindo maior concentração salina das águas estuarinas em relação ao oceano Atlântico adjacente (*sensu* POTTER *et al.*, 2010). As vazões fluviais resultantes são, em grande parte, determinada pelos reservatórios ao longo de suas bacias hidrográficas, segundo Molisani *et al.* (2006). Os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti objetos deste estudo e influenciados pelas características anteriormente mencionadas, estão localizados entre as coordenadas 3°24’20”S 39°03’52”W (oeste) e 4°22’44”S 37°51’10”W (leste da costa do Estado do Ceará).

O estuário do rio Choró está situado entre os municípios de Cascavel (mais precisamente no distrito de Barra Nova) e Beberibe, a 72 km de Fortaleza, litoral leste do estado do Ceará. O rio Choró nasce no município de mesmo nome, e no seu percurso abastece os reservatórios Pompeu Sobrinho (~7 km<sup>2</sup>) e Pacajus (~31 km<sup>2</sup>), sua bacia hidrográfica possui 250 km<sup>2</sup>. O estuário formado por este rio é do tipo barra, com dunas móveis e fixas em formação, e possui uma vazão de 9 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco. O rio Curu se estende por 195 km, drenando mais de 15 municípios cearenses e possui uma área de bacia hidrográfica de 1891 km<sup>2</sup>. Sua nascente está localizada na Serra do Machado e em seu percurso estão inseridos quatro reservatórios, dentre eles o General Sampaio, localizado no município de mesmo nome, e o açude Pereira de Miranda, no município de Pentecoste. O estuário do rio Curu situa-se na divisa entre os municípios de Paracuru e Paraipaba, a 85 km de Fortaleza. É um estuário do tipo barra e possui vazão de 21 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco. O rio Pacoti nasce na vertente oriental da Serra de Baturité, no município de



Pacoti. Percorre 112 km até sua foz, na divisão municipal entre Fortaleza e Aquiraz. Sua bacia hidrográfica drena uma área de 1283,63 km<sup>2</sup> com um perímetro total de 345,5 km. Em seu percurso abastece 12 reservatórios, entre os quais o Acarape do Meio e o Pacoti. Seu estuário é do tipo planície de inundação com vazão de 19 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s no seco (ZEE, 2005a; MOLISANI *et al.*, 2006; SANTANA *et al.*, 2015).

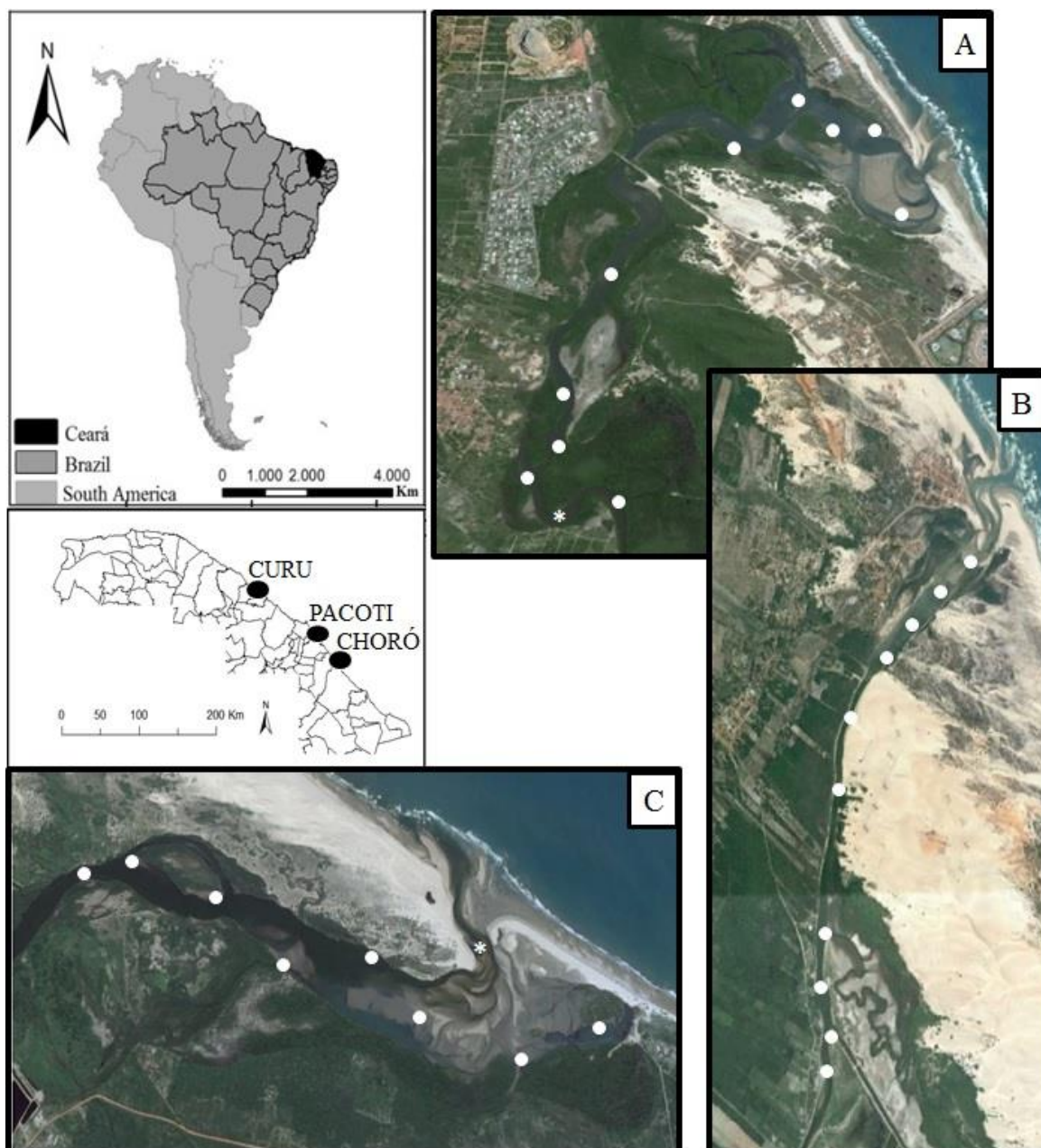


Figura 25 – Estuários dos rios Pacoti (A), Choró (B) e Curu (C) com os respectivos pontos amostrados. Asteriscos referentes a pontos utilizados apenas nas análises de padrões ecomorfológicos, nos quais foi utilizado apenas tarrafa na captura dos peixes.

## 2.2 Obtenção das variáveis ambientais, amostragem de peixes e compilação de grupos funcionais

Em cada ponto (FIGURA 25) a salinidade foi medida na superfície da água com refratômetro e estimada a porcentagem de cada tipo de substrato, que foi classificado a partir de sua consolidação em: arenoso, siltooso ou argiloso (BRADY; WEIL, 2013). Devido à alta correlação entre as porcentagens de areia e argila ( $r = -0,86$ ), a areia foi excluída de análises subsequentes. Em cada ponto de amostragem dos peixes também foi registrada a distância para a boca do estuário seguindo a conformação o rio, em quilômetros (km).

Cinco coletas de peixes foram realizadas em cada estuário compreendendo intervalos bimestrais (Choró: 11/2014 a 08/2015; Curu: 11/2014 a 08/2015; Pacoti: 12/2014 a 09/2015). As capturas de peixes foram padronizadas com rede de arrasto de praia de 25 m de comprimento e 2 m de altura, de 12 mm de malha, e tarrafa de 3,5 m de altura com 25 mm de malha. Os arrastos foram realizados em áreas litorâneas em profundidades entre 0,5 m e 1,5 m, dependendo do ponto e da maré. As amostragens com tarrafas nos canais principais dos estuários foram realizadas em maior amplitude de profundidade (entre 1,0 m e 3,5 m). Cada arrasto percorreu em torno de 200 m<sup>2</sup> de área estuarina de acordo com a equação:  $A = D \times L$ , onde A é a área, D é a distância da margem (10 m) e L é o comprimento da rede efetivamente utilizado (20 m). Cada arremesso de tarrafa compreendeu uma abertura total de 10 m<sup>2</sup>, correspondente a área de um círculo ( $\pi r^2$ ) e foi lançada por pescadores artesanais locais. O número de indivíduos de cada espécie foi dividido pelo número de lances de cada ferramenta, obtendo valores em metros quadrados. Devido à seletividade dos aparelhos quanto às espécies e aos tamanhos dos indivíduos capturados, procurou-se reunir os dados padronizados provenientes dos dois aparelhos e gerar unidades de densidade (indivíduos/100 m<sup>2</sup>) conjuntas.

No estuário do rio Choró foram amostrados 10 pontos ao todo, no Curu foram amostrados nove pontos e no Pacoti 11 pontos (FIGURA 25). Os pontos amostrados abrangeram a composição da ictiofauna longitudinalmente nos estuários. Todas as coletas foram realizadas no intervalo entre a metade do período da maré vazante e metade do período da maré enchente, compreendendo sempre maré baixa de quadratura, em horários diurnos, e foram autorizadas pelo ICMBio/SISBio (Licença nº 43014-3).

Os peixes coletados foram condicionados em sacos plásticos identificados, crioanestesiados e, ao final das atividades em campo, fixados em formol 10%. Após 48 horas eram preservados em álcool 70% no Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UFC. A literatura consultada para a identificação das espécies pode ser conferida no Capítulo 1.

As espécies foram classificadas de acordo com o uso do ambiente estuarino em

marinha-visitantes (MS), marinhas estuarino-oportunistas (MO), marinhas estuarino-dependentes (MD), estuarinas (E) e dulcícola-visitantes (FS) (POTTER *et al.*, 2015). As espécies classificadas como estuarinas compreenderam a junção de quatro outras guildas perante incertezas quanto à classificação a fundo dessas espécies (unicamente estuarinas, estuarina e marinha, estuarina e dulcícola, e estuarina-migrantes, segundo POTTER *et al.*, 2015). Os critérios e a bibliografia base para esta classificação estão descritos no Capítulo 1 desta dissertação.

As espécies foram classificadas por grupo trófico em detritívoras (DV), herbívoras (HV), zooplantívoras (ZP), zoobentívoras (ZB), onívoras (OV, ou OVp quando consumindo apenas organismos planctônicos), piscívoras (PV) e oportunistas (OP) (adaptado de ELLIOTT *et al.*, 2007). Foi dada ênfase a literatura trófica em ambiente estuarino e com base nos tamanhos dos indivíduos coletados, visto que as espécies podem apresentar alterações no uso de recursos tróficos dependendo do estágio ontogenético. Os critérios e a bibliografia base para esta classificação estão descritos no Capítulo 2 desta dissertação.

As espécies foram classificadas de acordo com a posição ocupada na coluna d'água em bentônicas (B), nectobentônicas (NB) e nectônicas (N) de acordo com Froese e Pauly (2016) e Garcia-Júnior *et al.* (2010).

### 2.3 Obtenção dos dados morfométricos

Foram realizadas 18 medições morfométricas lineares das espécies (FIGURA 26) relacionadas com o tronco, nadadeiras, cabeça, olho e boca, seguindo a literatura a respeito de morfologia funcional (BLAKE, 2004; HELFMAN *et al.*, 2009; WEBB, 1980; WILGA; LAUDER, 1999). Após cada campanha de coleta de peixes, dependendo da quantidade disponível, entre um e 25 indivíduos de cada espécie foram selecionados para tais medições. As medições foram obtidas de espécimes com no máximo 15 dias após coletados de modo a evitar variabilidade morfométrica induzida por substâncias de preservação (BERBEL-FILHO *et al.*, 2013; MARTINEZ *et al.*, 2013). Mesmo espécies com apenas um ou dois indivíduos foram incluídas nas análises devido a elevada contribuição funcional de espécies raras na região tropical (LEITÃO *et al.*, 2016). As medições lineares foram obtidas em milímetros (mm) utilizando um paquímetro manual, exceto para medições com mais de 150 mm de comprimento, as quais foram obtidas com ictiômetro ou régua. As espécies *Mycteroperca bonaci* e *Syngnathus pelagicus* não foram medidas devido dificuldades perante o pequeno tamanho dos espécimes.

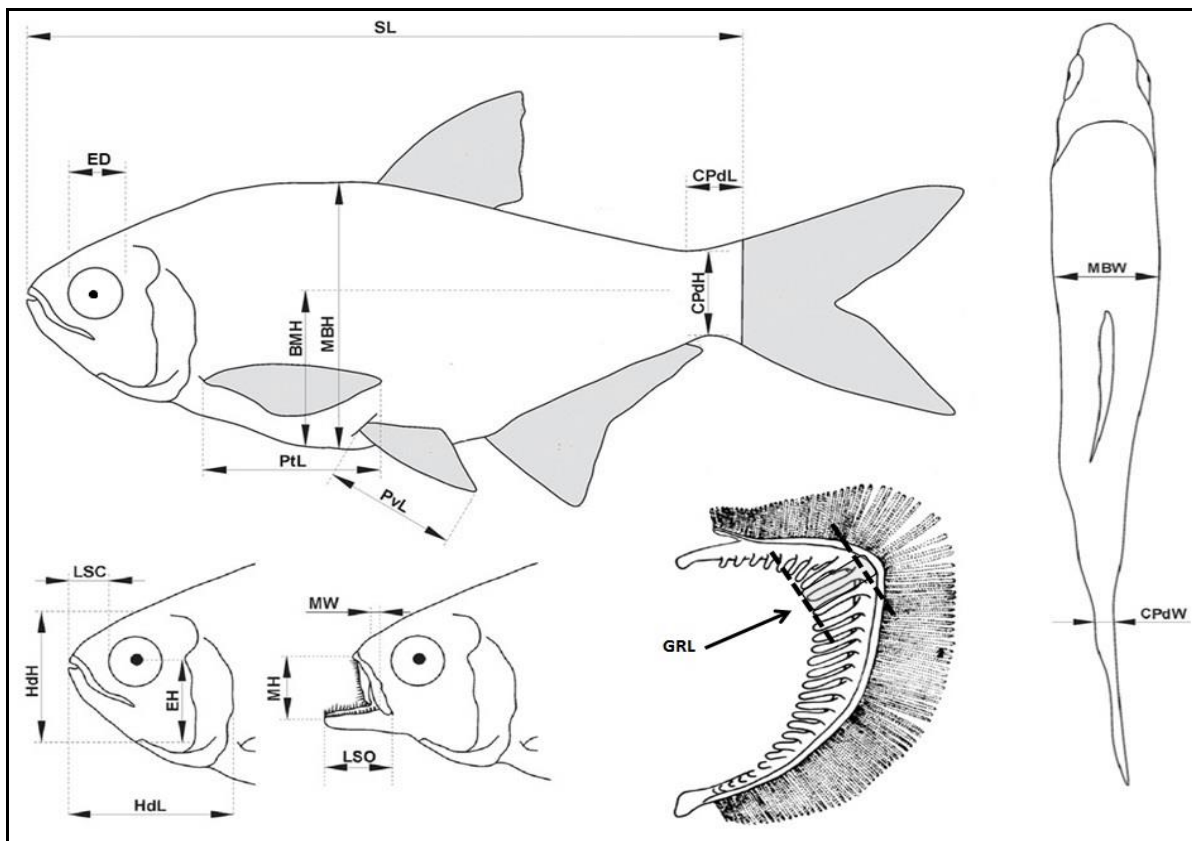


Figura 26 – Representação esquemática das medições morfométricas lineares: comprimento-padrão (SL), altura máxima do corpo (MBH), altura da linha média do corpo (BMH), largura máxima do corpo (MBW), comprimento do pedúnculo caudal (CPdL), altura do pedúnculo caudal (CPdH), largura do pedúnculo caudal (CPdW), comprimento da cabeça (HdL), altura da cabeça (HdH), comprimento do focinho com a boca fechada (LSC), comprimento do focinho com a boca aberta (LSO), altura do olho (EH), diâmetro do olho (ED), altura da boca (MH), largura da boca (MW), comprimento da nadadeira peitoral (PtL), comprimento da nadadeira pélvica (PvL) e comprimento do rastro branquial (GRL). Figura adaptada de Oliveira *et al.* (2010).

Quinze traços funcionais (índices ecomorfológicos) foram obtidos a partir das medições lineares, as quais expressam a forma das estruturas morfológicas e consequentemente as características ecológicas quanto ao uso do habitat, locomoção e/ou alimentação (TABELA 12), segundo Gatz Jr. (1979), Watson e Balon (1984), Winemiller (1991), Pouilly *et al.* (2003) e Willis *et al.* (2005). Como esses índices são razões, logo são independentes do tamanho dos espécimes, eliminando o efeito do tamanho e permitindo comparações interespecíficas relacionadas à forma do corpo (GATZ Jr., 1979; WINEMILLER, 1991). Além disso, a faixa etária dos espécimes medidos foi praticamente a mesma para cada espécie de peixe, evitando o viés provocado por mudanças ontogenéticas quanto à forma do corpo.

Tabela 12 – (continua) Descrição dos traços morfológicos funcionais e seus significados ecológicos, com base em Gatz Jr. (1979), Watson e Balon (1984), Winemiller (1991), Pouilly *et al.* (2003), Willis *et al.* (2005), Oliveira *et al.* (2010). Convenções utilizadas para morfotipos particulares: medições das nadadeiras peitorais das raias levaram em consideração o comprimento da nadadeira sobre o eixo paralelo ao corpo; para linguados as medições de altura e largura do corpo e posição do olho foram realizadas em relação à posição do peixe em seu ambiente, além disso, por possuírem os dois olhos no topo da cabeça, o tamanho relativo do olho foi calculado como (\*), segundo Villéger *et al.* (2012).

Traço funcional	Cálculo	Significado ecológico
01. Índice de compressão (uso do habitat e locomoção)	$CI = MBH / MBW$	Altos valores indicam compressão lateral, esperado em peixes que exploram habitats com águas mais lentas
02. Índice de depressão (uso do habitat)	$DI = BMH / MBH$	Valores baixos são associados com peixes que exploram habitats mais próximos ao fundo
03. Altura relativa do corpo (uso do habitat e locomoção)	$BRD = MBH / SL$	Baixos valores indicam peixes que habitam próximos ao fundo ou peixes alongados. Diretamente relacionado à habilidade de fazer movimentos verticais
04. Comprimento relativo da cabeça (alimentação)	$RHL = HdL / SL$	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de grandes presas
05. Altura relativa da boca (alimentação)	$RHM = MH / MBH$	Altos valores indicam peixes capazes de capturar presas grandes
06. Largura relativa da boca (alimentação)	$RWM = MW / MBW$	Altos valores indicam peixes capazes de capturar presas grandes
07. Formato da cavidade oral (alimentação)	$MAR = MH / MW$	Método de captura do alimento
08. Índice de protrusão (alimentação)	$PI = LSO / LSC$	Altos valores para peixes que se alimentam de presas menores, que protraem mais a mandíbula e a maxila. Peixes que protraem menos geralmente mordem as presas, as quais tendem a serem maiores
09. Posição relativa do olho (uso do habitat e alimentação)	$REP = EH / HdH$	Índice relacionado à detecção do alimento e dá informação sobre predação visual. Pode indicar posição da espécie na coluna d'água.

Tabela 12 – (conclusão) Descrição dos traços morfológicos funcionais e seus significados ecológicos, com base em Gatz Jr. (1979), Watson e Balon (1984), Winemiller (1991), Pouilly *et al.* (2003), Willis *et al.* (2005), Oliveira *et al.* (2010). Convenções utilizadas para morfotipos particulares: medições das nadadeiras peitorais das raias levaram em consideração o comprimento da nadadeira sobre o eixo paralelo ao corpo; para linguados as medições de altura e largura do corpo e posição do olho foram realizadas em relação à posição do peixe em seu ambiente, além disso, por possuírem os dois olhos no topo da cabeça, o tamanho relativo do olho foi calculado como (\*), segundo Villéger *et al.* (2012).

10. Tamanho relativo do olho (alimentação)	$ERS = ED / HdH$ ou $(*) = 2 \times ED / HdH$	Índice relacionado à detecção do alimento e dá informação sobre predação visual
11. Comprimento relativo do pedúnculo caudal (locomoção)	$RLCP = CPdL / SL$	Altos valores associados à bons nadadores ou função de propulsão em curtas distâncias
12. Índice de compressão do pedúnculo caudal (locomoção)	$CPCI = CPdH / CPdW$	Altos valores típicos de nadadores menos ativos
13. Comprimento relativo da nadadeira peitoral (uso do habitat e locomoção)	$RPcFL = PtL / SL$	Altos valores sugerem peixes capazes de fazer manobras muito lentas e habitar águas lentas
14. Comprimento relativo da nadadeira pélvica (uso do habitat e locomoção)	$RPIFL = PvL / SL$	Altos valores em espécies que habitam o fundo; baixos valores para espécies nectônicas
15. Comprimento relativo do maior rastro branquial (alimentação)	$GrRL = GRL / HdH$	Habilidade de filtrar o alimento ou de proteger as brânquias

## 2.4 Padrões ecomorfológicos

Uma análise de componentes principais (PCA) foi usada para avaliar tendências nas variações interespecíficas na assembleia de peixes no espaço ecomorfológico multivariado. A PCA foi aplicada nas médias dos 15 traços funcionais utilizando matrizes de correlação de Pearson. O índice de correlação de Pearson aplicado na PCA padroniza os dados dentro dos seus valores de amplitude (entre -1 e +1), criando um espaço ecomorfológico simplificado (GOTELLI; ELLISON, 2011). Nesse caso, as variáveis que mais contribuem para a segregação de diferentes formas de corpo são mostradas dando a mesma importância para as variáveis com amplitudes de variação distinta. A seleção dos eixos para interpretação foi obtida de acordo com o modelo broken stick (JACKSON, 1993), onde somente autovalores maiores do que o esperado ao acaso foram retidos para interpretação.

A hipótese nula de que os padrões morfológicos das espécies de peixes são independentes dos grupos formados pelas guildas (uso do estuário, trófica e ocupação dos peixes na coluna d'água) foi testada usando PERMANOVA ( $\alpha=0,05/3=0,016$ : correção de Bonferroni), considerando 999 permutações, utilizando matriz de distância Euclidiana.

Uma análise discriminante canônica (CDA) é recomendada para determinar quais variáveis são mais importantes na segregação entre dois ou mais grupos formados *a priori* (GOTELLI; ELLISON, 2011), ou seja, guildas de uso do estuário, guildas tróficas e posição na coluna d'água. Desta forma, a CDA foi usada neste estudo para verificar quais traços funcionais foram mais importantes na segregação das espécies que constituem esses grupos definidos. Assim, a definição desses ecomorfotipos, *a priori*, permite inferir quais variáveis podem melhor prever as características das espécies de peixes que as compõem.

Quando da rejeição da hipótese nula pela PERMANOVA, a CDA foi utilizada para avaliar as relações ecomorfológicas entre as espécies no espaço multivariado por meio de combinações lineares de variáveis, maximizando as distâncias entre os grupos. As variáveis com altos valores absolutos de correlação com os eixos canônicos da CDA contribuiriam mais para a discriminação da forma do corpo dos grupos analisados (ALBRECHT, 1980). Os escores canônicos dos indivíduos foram posicionados no espaço reduzido dos eixos canônicos e mostrados os padrões de discriminação entre os ecomorfotipos analisados.

## 2.5 Relação traço-ambiente

Foram conduzidas análises de dupla inércia RLQ para analisar a relação entre os traços funcionais das espécies e a estrutura do hábitat (DOLÉDEC *et al.*, 1996). Esse procedimento liga os traços com as variáveis ambientais e tem mostrado ser uma poderosa ferramenta para identificar o conjunto de traços que são associados com mudanças ambientais (MOUILLOT *et al.*, 2013; RIBEIRO *et al.*, 2016). Essa técnica multivariada é baseada na ordenação de três matrizes: a matriz R tem os pontos amostrados nas linhas e as variáveis ambientais nas colunas com seus valores de salinidade, distância para o mar e porcentagem de cada tipo de substrato; a matriz L tem os pontos amostrados nas linhas e as espécies nas colunas, com suas respectivas abundâncias (ind/100m<sup>2</sup>); e a matriz Q tem espécies nas linhas e traços funcionais nas colunas. Os dados da matriz L foram transformados pela distância de Hellinger para minimizar as diferenças entre espécies raras e abundantes, além de ser utilizada para dados com muitos zeros. As matrizes R e Q foram padronizadas (média 0, desvio-padrão 1) para permitir comparações de variáveis medidas em diferentes escalas.

Antes da ordenação RLQ, uma análise de ordenação isolada foi feita para cada matriz. Foi conduzida uma análise de correspondência (CA) com a matriz L. Utilizando os escores dos pontos amostrados obtidos da CA, foi conduzida uma PCA com a matriz R. Utilizando os escores das espécies obtidos da CA, foi conduzida uma PCA com a matriz Q.

Depois de ordenar as três matrizes separadamente, uma ordenação conjunta das três matrizes (RLQ) foi realizada baseada nos escores da ordenação da matriz L. Uma RLQ a partir da CA da matriz de abundância permite a obtenção de novos escores para os pontos amostrados e para as espécies, com covariância máxima (DOLÉDEC *et al.*, 1996).

A significância estatística das associações entre os traços funcionais e as variáveis de hábitat na RLQ foi verificada por um teste de permutação no qual as unidades amostrais e as espécies foram permutadas em matrizes R e Q simuladas. Esses testes foram feitos baseado nos modelos nulos 2 (permutações nos pontos amostrais na matriz R) e 4 (permutações das espécies na matriz Q), como recomendado por Dray e Legendre (2008). A hipótese nula do modelo 2 diz que as assembleias são aleatoriamente atribuídas a cada ponto amostrado, independente das características ambientais. A hipótese alternativa correspondente diz que as assembleias de cada ponto amostrado são dependentes das características físicas do ambiente onde elas são encontradas. A hipótese nula do modelo 4 diz que as espécies são distribuídas de acordo com suas preferências pelas condições locais, mas independente de seus traços funcionais. A hipótese alternativa diz que a distribuição das espécies entre os locais, as quais são relacionadas com suas preferências de condições locais, depende dos traços das espécies na matriz Q (DRAY; LEGENDRE, 2008).

Também foram feitas análises de nicho a partir do índice de marginalidade média das espécies, do inglês Outlying Mean Index (OMI), decomposto em três componentes: (1) o grau de especialização de nicho ou marginalidade (omi), o qual mede a distância entre as condições médias de hábitat utilizadas pela espécie e as condições médias de hábitat da área de estudo e pode ser utilizado como medida de posição de nicho das espécies; (2) um índice de tolerância ou largura de nicho (tol); e (3) a tolerância residual, que é um índice que ajuda a determinar a confiabilidade das condições ambientais para a definição do nicho das espécies (DOLÉDEC *et al.*, 2000). Posteriormente, testa-se a significância estatística da marginalidade das espécies com testes de Monte Carlo considerando a equiprobabilidade de  $n!$  permutações nas linhas da matriz R (pontos de coleta). Assim, primeiramente compara-se a marginalidade observada de uma espécie na distribuição de 1000 valores aleatoriamente permutados obtidos sob a hipótese nula de que as espécies são indiferentes ao seu ambiente. Então, a partir da inércia total da análise OMI, avalia-se a significância estatística da marginalidade média observada utilizando a mesma abordagem (DOLÉDEC *et al.*, 2000).

Para complementar a análise RLQ, foi utilizada a análise de Fourth-Corner a fim de detalhar os padrões encontrados pela RLQ de modo a averiguar a significância de associações bivariadas entre cada variável ambiental com cada traço funcional (DRAY *et al.*,



2014) utilizando os modelos de permutação 2 e 4. Para controlar o erro tipo I de todos os casos (pares de variáveis ambiente-traço), Dray *et al.* (2014) sugeriram a correção do valor de alfa para obter o nível de significância a partir de 4 variáveis ambientais multiplicado por 15 traços funcionais, aqui compreendendo 60 testes simultâneos, sendo  $\alpha=0,05/60= 0,00083$ , e a raiz de  $\alpha=0,029$ . Todas as análises estatísticas foram feitas no software R utilizando os pacotes vegan, MASS e ade4 (R Core Team, 2016).

### 3 RESULTADOS

Um total de 2744 indivíduos foi medido compreendendo 96 espécies. Esses dados foram utilizados para análises de padrões morfológicos gerais. Para análises sobre a relação traço-ambiente foram utilizados dados de 92 espécies, as quais foram coletadas de modo padronizado ao longo do ambiente estuarino. A maioria dos peixes inseridos nesse estudo pertenceu à classe etária juvenil (TABELA 13).

Tabela 13 – (continua) Espécies de peixes utilizadas nas medições dos traços funcionais com seus respectivos códigos, número de espécimes medidos, amplitude de comprimento-padrão, faixas etárias, guildas de uso do estuário, tróficas e de posição na coluna d'água. CP: comprimento-padrão; N: número de espécimes medidos; Min, Máx: comprimento-padrão mínimo e máximo dos espécimes medidos. Guilda estuarina (GE): marinha-visitante (MS), marinha estuarino-oportunista (MO), marinha estuarino-dependente (MD), estuarina (E), dulcícola-visitante (FS). Guilda trófica (GT): detritívora (DV), herbívora (HV), zooplancívora (ZP), zoobentívora (ZB), onívora (OV), onívoro-planctônica (OVp), piscívora (PV), oportunista (OP). Posição na coluna d'água (PCD): bentônico (B), nectobentônico (NB), nectônico (N).

Espécie	Código	N	CP (mm)		Faixa etária	GE	GT	PCD
			Min	Máx				
<i>Achirus achirus</i>	Aach	45	38	155	Juvenis	MD	ZB	B
<i>Achirus lineatus</i>	Alin	61	35	82	Juvenis	MD	ZB	B
<i>Albula vulpes</i>	Avul	2	71	109	Juvenis	MO	ZB	NB
<i>Anableps anableps</i>	Aana	4	129	152	Adultos	MS	OV	N
<i>Anchoa hepsetus</i>	Ahep	10	48	55	Juvenis	MO	OV	N
<i>Anchoa spinifer</i>	Aspi	12	34	58	Juvenis	MO	OV	N
<i>Anchovia clupeioides</i>	Aclu	59	34	108	Juvenis	MD	OV	N
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	Alep	1	32		Juvenil	MO	OVp	N
<i>Antennarius striatus</i>	Astr	1	65		Juvenil	MS	ZB	B
<i>Archosargus probatocephalus</i>	Apro	5	53	71	Juvenis	MS	OV	NB
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Arho	21	47	85	Juvenis	MO	ZB	NB
<i>Astyanax</i> sp.	A.sp	1	30		Juvenil	FS	OV	N
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Abim	11	45	59	Juvenis	FS	OV	N
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Abra	124	60	107	Juvenis e adultos	E	OP	N
<i>Bathygobius soporator</i>	Bsop	73	43	110	Juvenis e adultos	E	OV	B
<i>Batrachoides surinamensis</i>	Bsur	4	75	296	Juvenis e 1 adulto	E	ZB	B
<i>Bothus ocellatus</i>	Boce	3	57	108	Juvenis	MS	ZB	B
<i>Caranx latus</i>	Clat	67	32	71	Juvenis	MD	ZB	N
<i>Cathorops arenatus</i>	Carn	2	87	99	Juvenis	MD	OP	NB
<i>Cathorops spixii</i>	Cspx	43	43	182	Juvenis e adultos	E	OP	NB
<i>Centropomus parallelus</i>	Cpar	48	56	213	Juvenis	MD	PV	N
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Cede	19	68	99	Juvenis	MO	OVp	N
<i>Chaetodipterus faber</i>	Cfab	17	20	103	Juvenis	MD	OP	N

Tabela 13 – (continua) Espécies de peixes utilizadas nas medições dos traços funcionais com seus respectivos códigos, número de espécimes medidos, amplitude de comprimento-padrão, faixas etárias, guildas de uso do estuário, tróficas e de posição na coluna d'água. CP: comprimento-padrão; N: número de espécimes medidos; Min, Máx: comprimento-padrão mínimo e máximo dos espécimes medidos. Guilda estuarina (GE): marinha-visitante (MS), marinha estuarino-oportunista (MO), marinha estuarino-dependente (MD), estuarina (E), dulcícola-visitante (FS). Guilda trófica (GT): detritívora (DV), herbívora (HV), zooplancívora (ZP), zoobentívora (ZB), onívora (OV), onívoro-planctônica (OVp), piscívora (PV), oportunista (OP). Posição na coluna d'água (PCD): bentônico (B), nectobentônico (NB), nectônico (N).

<i>Chilomycterus antennatus</i>	Cann	1	71		Juvenil	MS	ZB	N
<i>Citharichthys arenaceus</i>	Care	13	60	111	Juvenis	MD	ZB	B
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Cspi	73	53	138	Juvenis	E	ZB	B
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	Cbol	1	36		Juvenil	MD	OV	B
<i>Ctenogobius smaragdus</i>	Csma	3	38	88	Juvenis	MD	OV	B
<i>Cynoscion acoupa</i>	Caco	9	50	119	Juvenis	MD	ZB	N
<i>Dactylopterus volitans</i>	Dvol	1	196		Juvenil	MS	ZB	NB
<i>Dasyatis guttata</i>	Dgut	5	260	500	Juvenis	MD	ZB	B
<i>Diapterus auratus</i>	Daur	93	36	226	Juvenis e 1 adulto	MD	ZB	NB
<i>Diapterus rhombeus</i>	Drho	88	37	118	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Elops saurus</i>	Esau	29	81	193	Juvenis	MD	PV	N
<i>Etropus crossotus</i>	Ecro	1	60		Juvenil	MD	ZB	B
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Earg	117	52	80	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Eucinostomus gula</i>	Egul	78	50	95	Juvenis	MO	ZB	NB
<i>Eucinostomus havana</i>	Ehav	22	55	89	Juvenis	MO	ZB	NB
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Emel	58	42	93	Juvenis	MD	OP	NB
<i>Eugerres brasiliensis</i>	Ebra	70	54	133	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Evorthodus lyricus</i>	Elyr	4	30	48	Juvenis	MD	DV	B
<i>Genyatremus luteus</i>	Glut	4	50	76	Juvenis	MS	ZB	NB
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Goce	90	78	193	Juvenis e adultos	E	DV	B
<i>Gobionellus stomatus</i>	Gsto	47	60	159	Juvenis e adultos	E	DV	B
<i>Haemulon parra</i>	Hpar	5	62	79	Juvenis	MS	ZB	NB
<i>Hippocampus reidi</i>	Hrei	5	46	112	Juvenis e adultos	E	ZP	B
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Huni	58	79	180	Juvenis e adultos	MO	OV	N
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Llae	1	131		Juvenil	MS	ZB	N
<i>Lile piquitinga</i>	Lpiq	113	41	82	Juvenis	MD	OVp	N
<i>Lutjanus alexandrei</i>	Lale	32	24	109	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Lutjanus analis</i>	Lana	40	47	122	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Lutjanus apodus</i>	Lapo	13	30	142	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Lutjanus griseus</i>	Lgri	38	33	108	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Lutjanus jocu</i>	Ljoc	1	72		Juvenil	MD	ZB	NB
<i>Lutjanus synagris</i>	Lsyn	1	33		Juvenil	MO	ZB	NB
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Lgro	85	34	148	Juvenis e adultos	E	ZB	N
<i>Menticirrhus americanus</i>	Mame	2	104	122	Juvenis	MO	ZB	NB

Tabela 13 – (continuação) Espécies de peixes utilizadas nas medições dos traços funcionais com seus respectivos códigos, número de espécimes medidos, amplitude de comprimento-padrão, faixas etárias, guildas de uso do estuário, tróficas e de posição na coluna d'água. CP: comprimento-padrão; N: número de espécimes medidos; Min, Máx: comprimento-padrão mínimo e máximo dos espécimes medidos. Guilda estuarina (GE): marinha-visitante (MS), marinha estuarino-oportunista (MO), marinha estuarino-dependente (MD), estuarina (E), dulcícola-visitante (FS). Guilda trófica (GT): detritívora (DV), herbívora (HV), zooplancívora (ZP), zoobentívora (ZB), onívora (OV), onívoro-planctônica (OVp), piscívora (PV), oportunista (OP). Posição na coluna d'água (PCD): bentônico (B), nectobentônico (NB), nectônico (N).

<i>Micrognathus erugatus</i>	Meru	1	57		?	MO	ZP	NB
<i>Micropogonias furnieri</i>	Mfur	19	45	114	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Moenkhausia costae</i>	Mcos	2	41	43	Adultos	FS	OV	N
<i>Mugil curema</i>	Mcur	108	65	213	Juvenis	MD	DV	N
<i>Mugil curvidens</i>	Mcuv	47	67	156	Juvenis	MD	DV	N
<i>Mugil liza</i>	Mliz	6	137	172	Juvenis	MD	DV	N
<i>Mugil rubrioculus</i>	Mrub	13	100	174	Juvenis	MD	DV	N
<i>Myrichthys ocellatus</i>	Moce	7	295	463	Juvenis	MO	ZB	B
<i>Ogocephalus vespertilio</i>	Oves	1	82		Juvenil	MS	ZB	B
<i>Oligoplites palometa</i>	Opal	24	30	115	Juvenis	MD	PV	N
<i>Oligoplites saurus</i>	Osau	15	31	104	Juvenis	MD	PV	N
<i>Opisthonema oglinum</i>	Oogl	48	55	96	Juvenis	MO	OVp	N
<i>Orthopristis ruber</i>	Orub	1	99		Juvenil	MS	ZB	NB
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Pbra	3	97	162	Juvenis	MD	ZB	B
<i>Poecilia reticulata</i>	Pret	1	30		Adulto	FS	OP	N
<i>Polydactylus virginicus</i>	Pvir	1	100		Juvenil	MO	ZB	NB
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	Pcor	38	63	134	Juvenis	MO	ZB	NB
<i>Prionotus punctatus</i>	Ppun	2	66	78	Juvenis	MS	ZB	NB
<i>Rhinosardinia amazonica</i>	Rama	45	48	72	Juvenis e adultos	E	ZP	N
<i>Sciades herzbergii</i>	Sher	60	44	303	Juvenis	E	OP	NB
<i>Sciades parkeri</i>	Spar	32	58	248	Juvenis	E	OP	NB
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Sbra	1	70		Juvenil	MS	PV	N
<i>Scorpaena plumieri</i>	Splu	7	51	127	Juvenis	MO	ZB	B
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Srho	2	28	30	Juvenis	FS	PV	N
<i>Selene vomer</i>	Svom	16	34	99	Juvenis	MO	ZB	N
<i>Sparisoma radians</i>	Srad	35	47	144	Juvenis	MO	HV	NB
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	Sgre	88	38	89	Juvenis	E	ZB	NB
<i>Sphoeroides spengleri</i>	Sspe	4	63	76	Juvenis	MO	ZB	NB
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Stes	112	36	219	Juvenis e adultos	E	ZB	NB
<i>Sphyaena barracuda</i>	Sbar	24	77	206	Juvenis	MD	PV	N
<i>Stellifer naso</i>	Snas	8	63	84	Juvenis	MD	ZB	NB
<i>Strongylura marina</i>	Smar	33	155	302	Juvenis	MD	PV	N
<i>Strongylura timucu</i>	Stim	28	136	362	Juvenis	MD	PV	N
<i>Symphurus tessellatus</i>	Stss	10	56	188	Juvenis	MD	OP	B
<i>Synodus foetens</i>	Sfoe	4	133	162	Juvenis	MS	PV	B

Tabela 13 – (conclusão) Espécies de peixes utilizadas nas medições dos traços funcionais com seus respectivos códigos, número de espécimes medidos, amplitude de comprimento-padrão, faixas etárias, guildas de uso do estuário, tróficas e de posição na coluna d'água. CP: comprimento-padrão; N: número de espécimes medidos; Min, Máx: comprimento-padrão mínimo e máximo dos espécimes medidos. Guilda estuarina (GE): marinha-visitante (MS), marinha estuarino-oportunista (MO), marinha estuarino-dependente (MD), estuarina (E), dulcícola-visitante (FS). Guilda trófica (GT): detritívora (DV), herbívora (HV), zooplancívora (ZP), zoobentívora (ZB), onívora (OV), onívoro-planctônica (OVp), piscívora (PV), oportunista (OP). Posição na coluna d'água (PCD): bentônico (B), nectobentônico (NB), nectônico (N).

<i>Thalassophryne nattereri</i>	Tnat	2	55	92	Juvenis	MD	ZB	B
<i>Trachinotus falcatus</i>	Tfal	5	49	113	Juvenis	MO	ZB	N
<i>Trinectes paulistanus</i>	Tpau	14	59	116	Juvenis	MD	ZB	B
<i>Ulaema lefroyi</i>	Ulef	26	31	72	Juvenis	MO	ZB	NB
<b>TOTAL</b>		<b>96</b>	<b>2744</b>					

### 3.1 Padrões ecomorfológicos

A PCA revelou apenas um eixo para interpretação de acordo com o modelo broken-stick. Embora o segundo eixo não tenha sido retido pelo broken-stick, revelou informação adicional sobre os padrões de diversificação morfológica da assembleia de peixes dos estuários. Os dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) explicaram 40,4% da variação total no espaço ecomorfológico e os índices que apresentaram maiores valores de correlação foram selecionados para interpretação (TABELA 14).

Altos escores positivos no PC1 (25,9%) foram associados com compressão (CI) e altura relativa do corpo (BRD), largura da boca (RWM) e comprimentos do pedúnculo caudal (RLCP) e da nadadeira peitoral (RPcFL). Altos escores negativos nesse eixo foram associados à altura (RHM) e formato da boca (MAR) e tamanho do olho (ERS). Altos escores positivos no PC2 (14,5%) foram associados à altura do corpo (BRD), comprimento da cabeça (RHL), protrusão bucal (PI), compressão do pedúnculo caudal (CPCI) e comprimento da nadadeira pélvica (RPIFL). Altos escores negativos nesse eixo foram associados a corpo deprimido (DI) (FIGURA 27, TABELA 14, APÊNDICE B).

Espécies com escores positivos no primeiro eixo apresentam corpos mais altos e comprimidos lateralmente como *Diapterus* spp. [Daur, Drho], *Eugerres brasilianus* [Ebra], *Lutjanus* spp. [Lale, Lana, Lapo, Lgri, Ljoc, Lsyn], *Archosargus* spp. [Apro, Arho], Haemulidae (*Genyatremus luteus* [Glut], *Haemulon parra* [Hpar], *Orthopristis ruber* [Orub], *Pomadasys corvinaeformis* [Pcor]), *Chaetodipetrus faber* [Cfab], *Caranx latus* [Clat], *Selene vomer* [Svom], *Trachinotus falcatus* [Tfal] e *Hippocampus reidi* [Hrei], as quais, em geral, também apresentam maiores nadadeiras peitorais, exceto a última espécie. Escores positivos nesse eixo também representaram espécies com grandes peitorais, além de bocas mais largas e

maiores pedúnculos caudais como *Bathygobius soporator* [Bsop], *Dactylopterus volitans* [Dvol], *Prionotus punctatus* [Ppun], *Menticirrhus americanus* [Mame] e Tetraodontidae (*Lagocephalus laevigatus* [Llae], *Sphoeroides* spp. [Sgre, Sspe, Stes]) (FIGURA 27, TABELA 14).

No lado negativo do eixo 1 são representadas espécies com bocas estreitas, mas de grande abertura como linguados [Aach, Alin, Boce, Care, Cspi, Ecro, Pbra, Stss, Tpau], *Strongylura* spp. [Smar, Stim], *Synodus foetens* [Sfoe], *Sphyraena barracuda* [Sbar], *Elops saurus* [Esau] e Engraulidae (*Anchoa* spp. [Ahep, Aspi], *Anchovia clupeioides* [Aclu], *Anchoviella lepidentostole* [Alep], *Cetengraulis edentulus* [Cede] e *Lycengraulis grossidens* [Lgro]), e olhos relativamente maiores (FIGURA 27). Os linguados apresentaram tais medidas de boca devido às medições para esses traços não terem levado em consideração sua posição no ambiente, além disso, devido os seus dois olhos se localizarem sobre o dorso, foi levado em consideração o dobro da medida pra esse traço.

No segundo eixo, verificam-se escores positivos para peixes com corpos mais altos, assim como no PC1, além de maior protrusão bucal (Gerreidae [Daur, Drho, Ebra, Earg, Egul, Ehav, Emel, Ulef], *Ogcocephalus vespertilio* [Oves] e linguados [Aach, Alin, Boce, Care, Cspi, Ecro, Pbra, Stss, Tpau]). No mais, espécies com pedúnculos caudais mais robustos (linguados, Gerreidae, Lutjanidae, Haemulidae, Sparidae) (FIGURA 27, TABELA 14). Escores negativos para esse eixo são apresentados por espécies que possuem corpos deprimidos ou alongados como *Albula vulpes* [Avul], *Anableps anableps* [Aana], *Batrachoides surinamensis* [Bsur], *Dasyatis guttata* [Dgut], Gobiidae [Bsop, Cbol, Csm, Elyr, Goce, Gsto], *Elops saurus* [Esau], *Micrognathus erugatus* [Meru], *Myrichthys ocellatus* [Moce], *Strongylura* spp. [Smar, Stim], *Hyporhamphus unifasciatus* [Huni], *Sphyraena barracuda* [Sbar], *Synodus foetens* [Sfoe] e *Sciades* spp. [Sher, Spar] (FIGURA 27, TABELA 14).

Percebe-se que algumas espécies possuem morfotipos localizados mais próximos ao centro do diagrama, não evidenciando associações claras com os traços funcionais no espaço ecomorfológico aqui tratado. Por exemplo, *Atherinella brasiliensis* [Abra], *Cynoscion acoupa* [Caco] e *Mugil* spp. [Mcur, Mcurv, Mliz, Mrub] tenderam a apresentar corpo fusiforme. Ainda assim, peixes que não apresentam corpo alto, mas possuem certo grau de compressão lateral ficaram localizados próximos ao centro do diagrama (*Centropomus parallelus* [Cpar] e *Oligoplites* spp. [Opal, Osau] e Clupeidae [Lpiq, Oogl, Rama]), assim como alguns bagres deprimidos na região anterior do corpo (*Cathorops* [Carn, Cspix]) (FIGURA 27).

Tabela 14 – Coeficientes de correlação de Pearson obtidos entre os índices ecomorfológicos e os dois primeiros eixos da PCA, aplicados na matriz de correlação formados por 15 traços funcionais das 96 espécies de peixes analisadas. Os índices com maiores valores de correlação (em negrito) foram selecionados para interpretação.

<b>Índice ecomorfológico</b>	<b>PC1</b>	<b>PC2</b>
Índice de compressão - CI	<b>0,271</b>	0,136
Índice de depressão - DI	0,103	<b>-0,372</b>
Altura relativa do corpo - BRD	<b>0,361</b>	<b>0,272</b>
Comprimento relativo da cabeça - RHL	0,173	<b>0,331</b>
Altura relativa da boca - RHM	<b>-0,390</b>	-0,029
Largura relativa da boca - RWM	<b>0,246</b>	-0,177
Formato da cavidade oral - MAR	<b>-0,282</b>	0,109
Índice de protrusão - PI	-0,049	<b>0,355</b>
Posição relativa do olho - REP	-0,120	-0,061
Tamanho relativo do olho - ERS	<b>-0,409</b>	0,228
Comprimento relativo do pedúnculo caudal - RLCP	<b>0,262</b>	-0,160
Índice de compressão do pedúnculo caudal - CPCI	-0,223	<b>0,437</b>
Comprimento relativo da nadadeira peitoral - RPcFL	<b>0,290</b>	0,228
Comprimento relativo da nadadeira pélvica - RPIFL	0,228	<b>0,404</b>
Comprimento relativo do maior rastro branquial - GrRL	-0,158	0,044
Autovalor	3,88	2,18
Autovalor previsto: broken-stick	3,35	2,36
Variabilidade explicada (%)	25,9	14,5
Variabilidade acumulada (%)	25,9	40,4

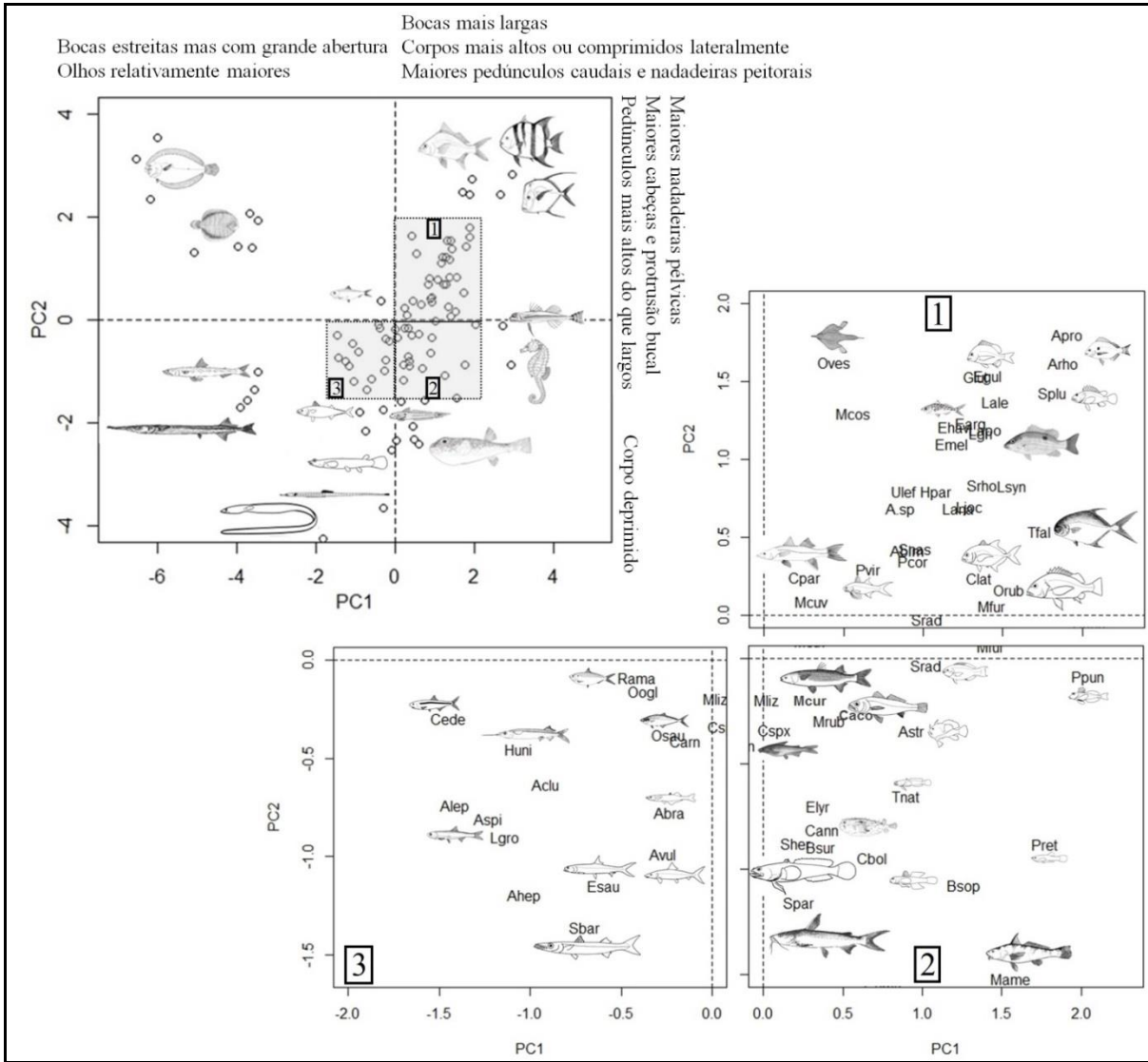


Figura 27 – Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais para os traços funcionais para as 96 espécies medidas nos três estuários. Variância explicada: PC1 = 25,9%, PC2= 14,5%. Os significados dos códigos das espécies estão na tabela 13 e no apêndice B.

Os resultados da PERMANOVA apresentaram diferenças significativas entre as matrizes de traços morfológicos de guildas tróficas ( $R^2=14,5\%$ ;  $F_{7,89}=2,16$ ;  $P=0,001$ ; sem *Hippocampus reidi*:  $R^2=13,4\%$ ;  $F_{7,89}=1,95$ ;  $P=0,002$ ) e entre as matrizes de traços organizadas pela posição dos peixes na coluna d’água ( $R^2=15,2\%$ ;  $F_{2,93}=8,46$ ;  $P=0,001$ ). Não houve diferença significativa entre matrizes ecomorfológicas de guildas de uso do estuário ( $R^2=5,6\%$ ;  $F_{4,92}=1,38$ ;  $P=0,08$ ).

Embora com diferença obtida, a CDA mostrou que, no geral, os peixes estuarinos possuem poucos traços segregados entre as diferentes guildas tróficas. Devido à grande diferença fenotípica, *H. reidi* apresentou-se diferenciado diante de toda a assembleia na CDA, prejudicando a visualização dos resultados (APÊNDICE C). Assim, essa espécie foi excluída



e outra CDA foi realizada, e a resposta indicou que a maioria das guildas tróficas ficou próxima à origem da ordenação, principalmente as guildas generalistas como oportunistas e onívoros e a guilda mais rica em espécies, os zoobentívoros. Tais guildas são compostas por muitas espécies que apresentam traços morfológicos contrastantes, como, por exemplo, corpos deprimidos, alongados, comprimidos e fusiformes (FIGURA 28, APÊNDICE D).

Os detritívoros, também próximos do centro da ordenação, obtiveram contribuição de índice de depressão do corpo, representadas pelas espécies de *Gobionellus* spp., situados no lado positivo do segundo eixo. Características fenotípicas de maior destaque detectadas pela análise foram associadas com os piscívoros e os onívoro-planctônicos. Os primeiros por segregarem das demais guildas devido suas maiores aberturas bucais, relacionada as maiores presas capturadas. Tais espécies situaram-se com escores positivos no LD1 (*Centropomus parallelus* [Cpar], *Elops saurus* [Esau], *Oligoplites* spp. [Opal, Osau], *Strongylura* spp. [Smar, Stim], *Synodus foetens* [Sfoe]). Os onívoro-planctônicos também apresentaram alta contribuição de abertura bucal e rastros branquiais, corroborando seu modo de alimentação por filtração na coluna d'água (*Anchoviella lepidentostole* [Alep], *Cetengraulis edentulus* [Cede], *Lile piquitinga* [Lpiq], *Opisthonema oglinum* [Oogl]). Os zooplantívoros constituíram uma guilda com apenas três espécies apresentando grande variação morfológica com espécie de forma comprimida (*Hippocampus reidi* [Hrei]), outra muito alongada (*Micrognathus erugatus* [Meru]) e com *Rhinosardinia amazonica* [Rama], que possui o mesmo morfotipo dos peixes Clupeidae onívoro-planctônicos. O herbívoro *Sparisoma radians* [Srad], próximo da origem da ordenação e praticamente na mesma posição do diagrama da PCA, apresentou altos escores de rastros branquiais e tamanho relativo do olho, porém são traços que não estão relacionados diretamente com seu hábito alimentar (FIGURA 28, APÊNDICE D).

A CDA para grupos definidos de acordo com a posição dos peixes na coluna d'água revelou uma segregação no espaço multivariado (FIGURA 29). Os traços que segregaram os peixes bentônicos dos demais apresentaram maiores valores de posição e tamanho relativos do olho e comprimento e índice de compressão do pedúnculo caudal, traços relacionados principalmente aos linguados, mas que também são associados a Gobiidae e Batrachoididae.

Peixes nectônicos e nectobentônicos apresentaram menos diferenças, pois para os dois grupos a altura e razão do formato da boca foram importantes na segregação, em relação aos bentônicos. Mas nectobentônicos apresentaram maiores valores de nadadeira peitoral e comprimento do pedúnculo, e os nectônicos maiores contribuições de rastros branquiais.

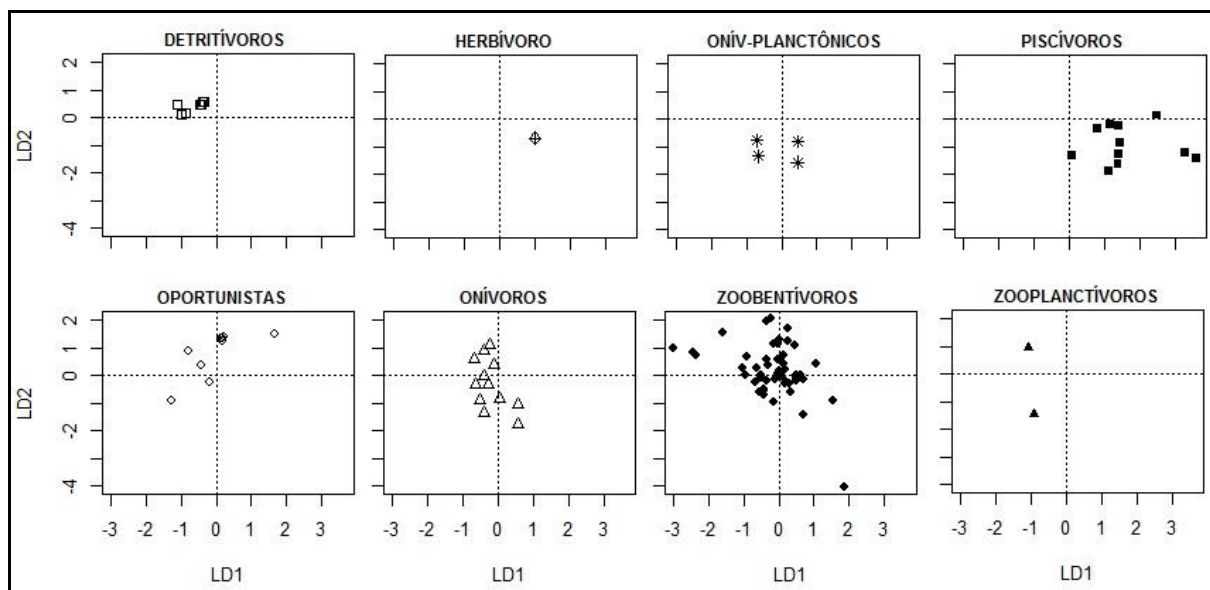


Figura 28 – Diagrama da Análise Discriminante Canônica para os índices ecomorfológicos dos grupos formados pelas guildas tróficas dos peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. Variância explicada: LD1 = 38,6%, LD2= 28,2%.

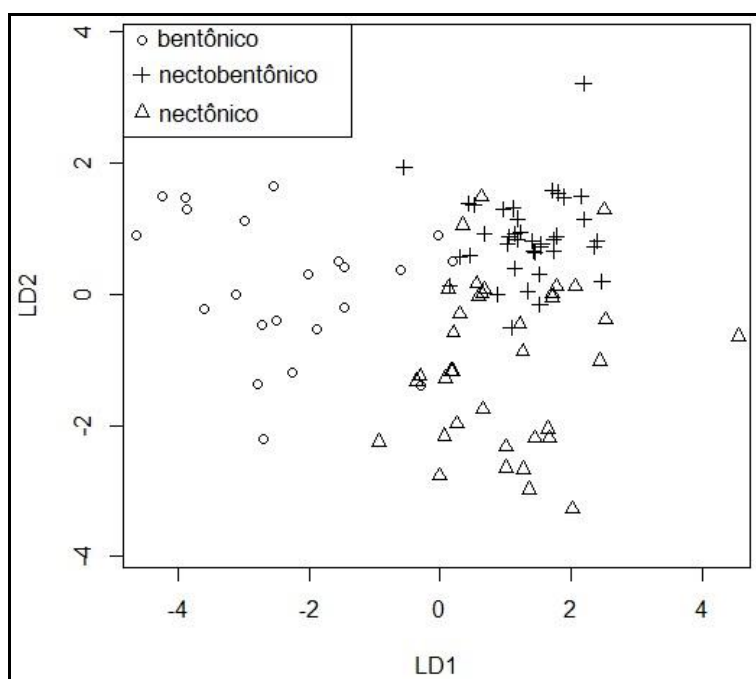


Figura 29 – Diagrama da Análise Discriminante Canônica para os índices ecomorfológicos dos grupos formados pela posição dos peixes na coluna d'água, dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. Variância explicada: LD1 = 75,5%, LD2= 24,5%.

### 3.2 Relação traço-ambiente

Os primeiros dois eixos da RLQ representando a correlação entre os traços funcionais e as características ambientais compreenderam 66,3% e 25,0% da variação total explicada, respectivamente. O RLQ1 foi positivamente correlacionado com silte (e areia, APÊNDICE E), característicos das regiões mais à jusante do ambiente estuarino, além da salinidade. RLQ1 foi negativamente relacionado às outras variáveis (argila e distância para o mar). O mesmo pode ser observado para o RLQ2, com um extremo correlacionado com areia e outro com as demais variáveis. Desse modo, o RLQ1 representa as condições contrastantes do gradiente jusante-montante do ecossistema estuarino perante as variáveis consideradas (FIGURAS 30 e 31).

A relação entre a composição de espécies e as características do hábitat foi significativa (modelo 2,  $P=0,003$ ), porém a relação dos traços funcionais com as características ambientais não o foi (modelo 4,  $P=0,13$ ). Além disso, a maioria das espécies foi largamente distribuída pela área de estudo, exceto espécies mais raras que foram restritas ao ponto onde foram coletadas (FIGURA 31). Consequentemente, foi possível visualizar que, no geral, os traços funcionais mensurados são largamente distribuídos pelo gradiente jusante-montante (APÊNDICE G).

A análise de nicho detectou algumas espécies com alta especialização de nicho e muitas espécies com elevada largura de nicho. Porém, quando se eleva a análise no nível de assembleia, existe uma significativa relação da mesma com as variáveis ambientais (OMI médio,  $P=0,027$ ) (APÊNDICE H).

Espécies com maiores bocas (altura e/ou largura) e pedúnculos mais robustos foram associadas negativamente com o RLQ1. Espécies com olhos maiores e mais dorsais e rastros branquiais maiores foram, em menor grau, associadas negativamente com o RLQ1. Por outro lado, as espécies relacionadas positivamente com o RLQ1 mostraram maior protrusão bucal, altura do corpo e tamanhos de pedúnculo caudal e nadadeiras peitorais (FIGURA 30).

No RLQ2 negativo percebem-se espécies com maiores pedúnculos caudais e bocas mais largas e, em menor grau, com corpos comprimidos. Já no RLQ2 positivo, traços mais marcantes são associados às espécies com maior protrusão bucal, tamanho do olho e bocas mais altas e, em menor grau, corpos deprimidos, maiores cabeças e olhos mais dorsais (FIGURA 30). Novamente, vê-se que, no geral, os traços são igualmente associados aos três tipos de substrato.

Devido à alta correlação entre as porcentagens de areia e argila ( $r = -0,86$ ), os valores do substrato areia foram excluídos das análises multivariadas na procura de evitar a redundância sem enviesar os resultados dos mesmos. Como resultado, nenhum dos substratos (areia e argila) apresentou relações significativas com traços funcionais, e com a exclusão da areia, um número maior de traços foi detectado como significativos para as demais variáveis ambientais (FIGURA 32, APÊNDICE I).

A análise fourth-corner detectou significativas associações entre alguns traços funcionais com variáveis ambientais. Altura relativa e formato da boca foram negativamente relacionados com a salinidade. Largura relativa da boca e índice de protrusão foram positiva e negativamente relacionados, respectivamente, com distância para o mar. Silte foi a variável que mais apresentou associações significativas com traços funcionais. Altura relativa do corpo e comprimentos relativos do pedúnculo caudal e da nadadeira peitoral foram positivamente relacionados com a variável silte, enquanto altura relativa e formato da boca foram negativamente relacionados à mesma (FIGURA 32).

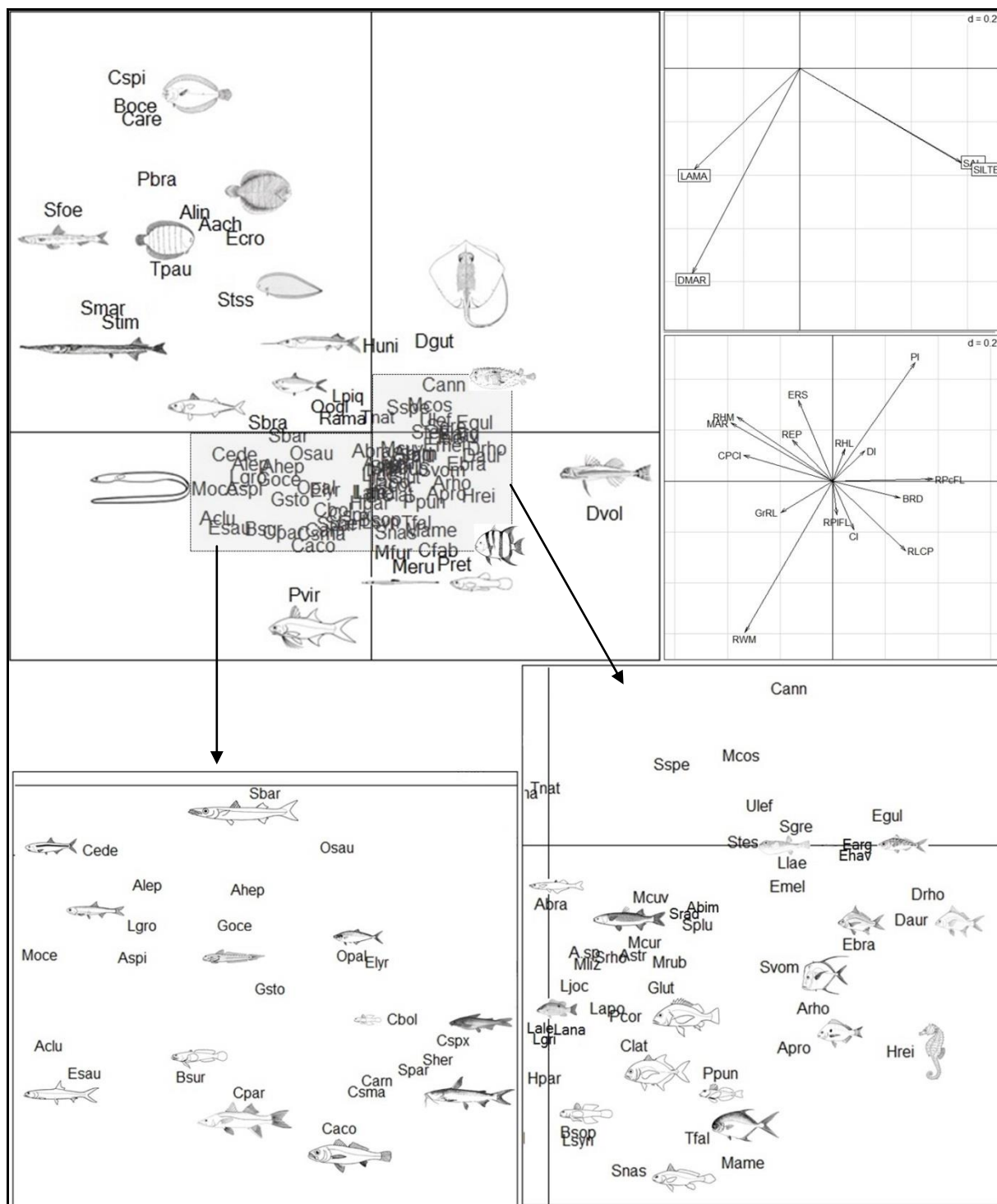


Figura 30 – Ordenação dos escores da RLQ das variáveis ambientais e traços funcionais das espécies de peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. RLQ1: 66,3%, RLQ2: 25,0%. Significados dos códigos das espécies na tabela 13.

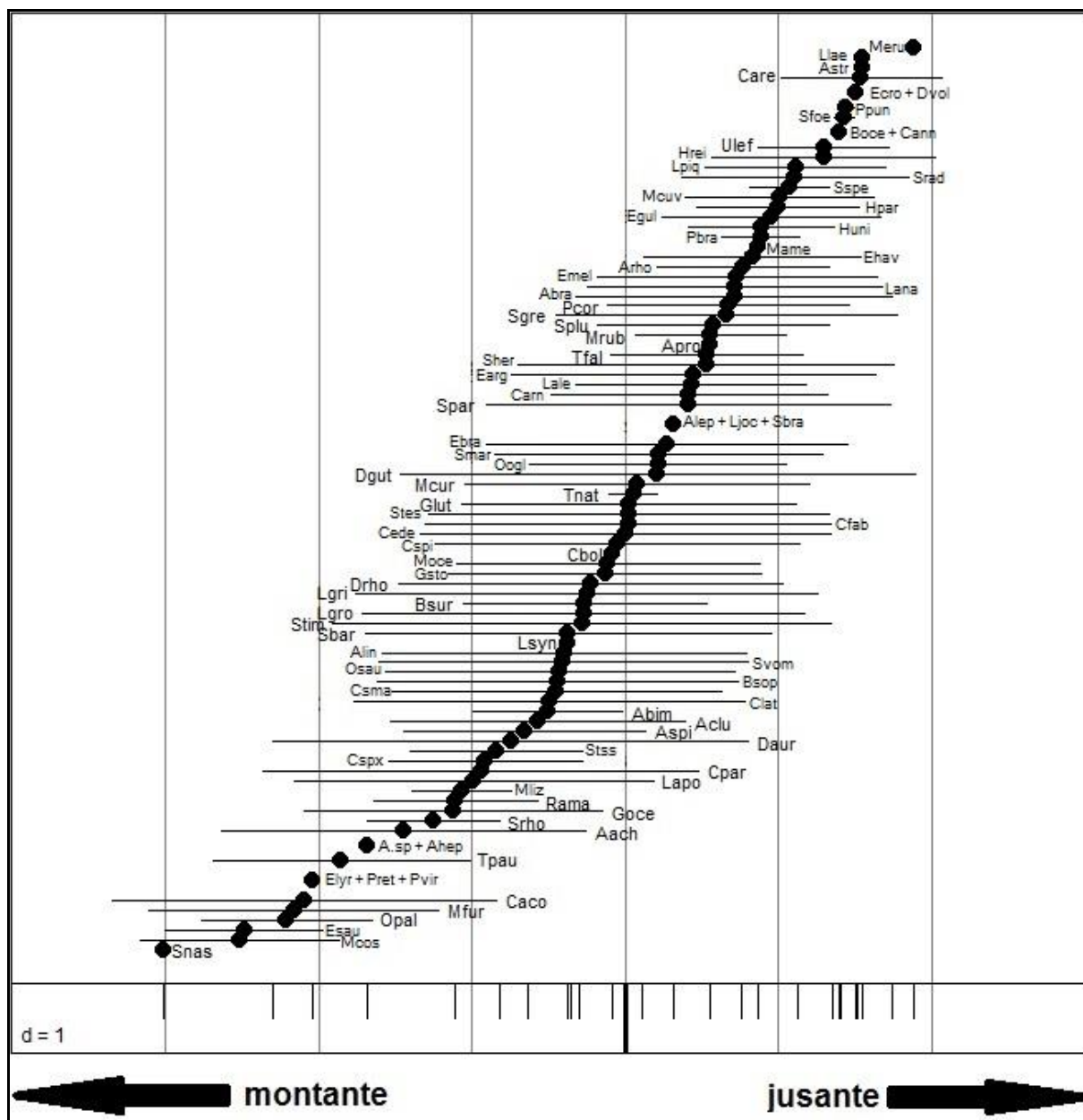


Figura 31 – Posição média da ocorrência das espécies ao longo do ambiente estuarino (círculos pretos). Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Significados dos códigos das espécies na tabela 13.

	SAL	DMAR	SILTE	LAMA
CI				
DI				
BRD			■	
RHL				
RHM	■		■	
RWM		■		
MAR	■		■	
PI		■		
REP				
ERS				
RLCP			■	
CPCI				
RPcFL			■	
RPIFL				
GrRL				

Figura 32 – Correlações determinadas pela análise fourth-corner. As colunas são variáveis ambientais e as linhas são os traços funcionais dos peixes. Retângulo cinza indica correlação negativa significativa, preto correlação positiva significativa e branco correlação não significativa. Tabela 13 indica os significados dos códigos.

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 Padrões ecomorfológicos

Os resultados mostrados na PCA segregaram diferentes padrões morfológicos que estão relacionados a diferentes formas de ocupar a coluna d'água ou capturar o alimento, os quais também foram revelados por alguns traços detectados para algumas guildas nas CDA. Espécies com escores positivos no primeiro eixo da PCA apresentam corpos mais altos e comprimidos lateralmente assim como tenderam a possuir maiores nadadeiras peitorais, o que poderia indicar a habilidade dessas espécies em habitar locais bem estruturados com menores velocidades da água, conseguindo com suas grandes nadadeiras peitorais fazer manobras lentas em ambientes complexos como, por exemplo, raízes de mangue (WATSON; BALON, 1984; WILGA; LAUDER, 1999). Por outro lado, corpos comprimidos também auxiliam na feitura de movimentos verticais rápidos e diminuem a resistência da água em ambientes pelágicos mais turbulentos (WATSON; BALON, 1984; GIBRAN, 2010). Interessante observar que os peixes mais comprimidos lateralmente (Carangidae) preferem ambientes pelágicos menos estruturados, enquanto os peixes altos, porém menos comprimidos em relação aos carangídeos, geralmente preferem habitats mais complexos (p. ex. Lutjanidae, Haemulidae). Dois grupos de espécies compartilhando traços funcionais semelhantes, mas que segregam no uso do habitat pelo grau de compressão.

Escore positivos nesse eixo também representaram espécies com bocas mais largas e maiores pedúnculos caudais, as espécies aqui segregadas são onívoras ou zoobentívoras que possuem hábito nectobentônico ou bentônico com bocas inferiores e largas que os beneficiam na aquisição de recursos tróficos de diferentes tamanhos da macrofauna bentônica (WINEMILLER, 1991; WILLIS *et al.*, 2005). No eixo 1 negativo da PCA são representadas espécies com bocas estreitas, mas de grande abertura. Por um lado, a grande abertura bucal providencia habilidade de captura de itens dos bentos, e seus olhos os favorecem perante seu habitat bentônico (linguados). Já para as outras espécies segregadas que habitam o ambiente mais pelágico, a grande abertura bucal favorece a captura de grandes presas pelos piscívoros e onívoros ou maior quantidade de água para onívoro-planctônicos filtrarem o plâncton em seus rastros branquiais (WILLIS *et al.*, 2005; FAYE *et al.*, 2012).

No segundo eixo, verificam-se escores positivos para peixes com corpos mais altos, além de maior protrusão bucal. Uma maior protrusão favorece peixes que utilizam recursos tróficos dos bentos, seja pela protrusão verdadeira (Gerreidae e *O. vespertilio*), seja



pela capacidade de abertura bucal (linguados) (WINEMILLER, 1991; WILLIS *et al.*, 2005). Escores negativos para esse eixo foram apresentados com espécies que possuem corpos deprimidos ou alongados. Aqui temos espécies com traços funcionais semelhantes, mas que vivem em dois estratos distintos da coluna d'água, a região pelágica mais próxima à superfície (*A. anableps*, *Strongylura* spp.) e a bentônica, o que explicaria a tendência na ordenação de olhos situados mais ao dorso (REP) para o lado negativo do PC2 apesar do baixo valor de correlação gerado pelos linguados situados no lado oposto desse eixo.

Espécies com morfotipos mais próximos ao centro do diagrama da PCA tenderam a apresentar corpo fusiforme (*C. acoupa*, *A. brasiliensis*, *Mugil* spp.). Essa característica é típica de peixes que ocupam a região pelágica e que não são restritos a águas lentas (RINCÓN *et al.*, 2007).

Verificou-se que a assembleia de peixes apresentou uma grande diversidade de traços morfológicos, com corpos comprimidos, fusiformes e deprimidos, com bocas de dimensões variadas, diferentes tamanhos de nadadeiras peitorais e pélvicas, entre outros. Esperava-se que os traços morfológicos medidos fossem altamente relacionados com o uso do estuário, dos recursos tróficos e espaciais. De fato, muitos padrões podem ser previstos pela morfologia. Porém observou-se que a previsão do uso dos recursos pelos peixes estuarinos para guildas generalistas (onívoros e oportunistas) e para a guilda zoobentívora não pode ser explicada apenas reunindo traços funcionais aqui mensurados para inferir seus nichos espacial e trófico nesses ecossistemas. Ou seja, se levamos apenas em consideração traços relacionados à alimentação, não é possível prever a ecologia trófica da maioria das espécies porque há traços diferentes na mesma guilda. Mouchet *et al.* (2013), ao comparar ambientes estuarinos e dulcícolas, perceberam que o ambiente estuarino é enriquecido com vários tipos funcionais provenientes dos representantes marinhos, diminuindo o poder de detecção de padrões funcionais sobre traços relacionados à locomoção, e que quando as condições marinhas prevalecem no estuário no período seco a seleção ambiental é mais forte para traços relacionados a dieta oportunista, mencionando a grande contribuição de espécies que se alimentam dos bentos.

É sabido que muitas características do hábitat podem influenciar a estrutura da comunidade e ter um papel na distribuição das espécies, de modo que a coexistência em muitas assembleias de peixes pode ser devido à segregação morfológica ou à segregação espacial (AZEVEDO *et al.*, 2006; BOYLE; HORN, 2006; RAMOS *et al.*, 2014; 2016; SAMPAIO *et al.*, 2013). Nos estuários aqui estudados, observou-se diferentes morfotipos entre espécies pertencentes à mesma guilda trófica, o que não corrobora com a hipótese

ecomorfológica. As guildas tróficas mais ricas em número de espécies foram zoobentívoros e onívoros, cuja partição de recursos parece ocorrer devido à diversificação nos atributos morfofuncionais, reduzindo a sobreposição de nicho intraguilda em estuários tropicais, ou, como discutido por Mouchet *et al.* (2013), que a competição por recursos e habitats pode ser diminuída pela grande quantidade de recursos tróficos disponíveis para consumidores secundários no ambiente estuarino.

Assim, uma possível explicação para menor previsão ecomorfológica para guildas tróficas pode ser devido à grande variedade de recursos tróficos disponíveis, principalmente a rica e abundante gama de invertebrados bentônicos (BARROS *et al.*, 2008; MOUCHET *et al.*, 2013; FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015). Cerca de metade da assembleia de peixes pertence à guilda zoobentívora, a qual apresentou uma miríade de traços funcionais contrastantes, assim como nas guildas tróficas generalistas (onívoros e oportunistas). De fato, peixes de estuários apresentam dietas generalistas sem evidências de competição por exploração (FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015).

Os zooplancívoros também apresentaram espécies com características bem diferenciadas. Enquanto *H. reidi* apresentou corpo altamente comprimido, *M. erugatus* apresentou corpo alongado apesar de pertencer à mesma família. Já *R. amazonica* possui traços característicos de outros membros onívoro-planctônicos de sua família, explicando sua posição no diagrama da PCA (APÊNDICE D). O herbívoro *S. radians* não apresentou traços que previssem sua dieta, porém não foram medidos no presente estudo traços geralmente associados a essa guilda como grandes tratos digestivos (CLEVELAND; MONTGOMERY, 2003; KRAMER; BRYANT, 1995).

Em geral, apenas piscívoros e onívoro-planctônicos apresentaram traços característicos para inferir suas dietas através da CDA, como dimensões da boca e rastros branquiais. Ambos com grandes dimensões bucais. Piscívoros tenderam a não possuir rastros branquiais, enquanto os onívoro-planctônicos tenderam a apresentar os maiores rastros branquiais (BOYLE; HORN, 2006). Protrusões bucais bem pronunciadas e olhos grandes são algumas características de Clupeiformes. O modo de alimentação por sucção envolve uma rápida expansão da cavidade bucal, seguido ou não pela protrusão da mandíbula, um traço observado em zoobentívoros assim como em onívoro-planctônicos (FREITAS *et al.*, 2011; VASCONCELOS FILHO *et al.*, 2011; WAINWHRIGHT *et al.*, 2006). Esses últimos, sendo Clupeiformes, apresentam uma pequena cabeça com grandes olhos indicando a importância desses traços pela alta acuidade visual na captura de pequenas presas na coluna d'água como copépodos e larvas de decápodos (MAES; OLLEVIER, 2002). Peixes que se alimentam de

plâncton são filtradores que engolfam uma grande quantidade de água e coletam pequenas partículas suspensas em seus rastros branquiais (FAYE *et al.*, 2012). Grandes olhos também foram evidentes no diagrama da PCA para alguns piscívoros e zoobentívoros (POUILLY *et al.*, 2003; PESSANHA *et al.* 2015).

Ariidae, Albulidae, Triglidae e Dactylopteridae apresentam bocas subterminais, o que indicaria similaridade na aquisição de organismos do fundo. Estudos ecomorfológicos mostram a importância de considerar o tipo de boca devido os diferenciados modos para capturar diferentes tipos de recursos alimentares disponíveis (MOTTA *et al.*, 1995). Porém para peixes nectobentônicos os traços mais característicos detectados pela CDA foram pedúnculos e nadadeiras pélvicas mais compridos e grandes dimensões bucais. Traços que, em conjunto, também são relacionados aos Perciformes do PC1 positivo que habitam ambientes mais complexos.

Peixes nectônicos também apresentaram grandes proporções bucais, compreendendo alguns zoobentívoros, a maioria dos piscívoros e *A. anableps*, assim como todos os onívoro-planctônicos juntamente com o zooplânctívoro *R. amazonica*. Nectônicos também apresentaram grandes contribuições de rastros branquiais, como Clupeidae e Engraulidae.

Peixes bentônicos apresentaram traços marcantes diferenciados pela CDA como olhos mais dorsais e/ou grandes, e pedúnculos mais compridos e comprimidos. Os linguados foram o grupo de peixes mais destacado aqui devido suas dimensões de olho, tanto em posição quanto em tamanho, e pedúnculos bem comprimidos. A posição do olho mais dorsal, assim como comprimento do pedúnculo são bem característicos de *D. guttata*, Batrachoididae, Gobiidae e Lophiiformes.

A posição na coluna d'água (vertical) ou mesmo a segregação espacial lateral (não testada) podem permitir a coexistência da rica fauna de peixes (RAMOS *et al.*, 2016). E aqui podemos retratar vários exemplos. Dentre os detritívoros, temos peixes de corpo fusiforme (mugilídeos) e deprimido (gobídeos). Mugilidae são peixes pelágicos, enquanto Gobiidae são associados à região bentônica e possuem nadadeiras pélvicas adaptadas para esse estrato vertical, havendo aí uma segregação espacial com a utilização dos mesmos recursos tróficos. Pequenos peixes alongados com nadadeiras pélvicas modificadas aderem ao fundo (HELFMAN *et al.*, 2009), tais como Gobiidae, e são encontrados principalmente em planícies de maré onde o substrato predominante é a argila, principalmente os do gênero *Gobionellus*. Já o oportunista *Atherinella brasiliensis*, uma espécie filogeneticamente mais próxima de Mugilidae, possui nadadeiras peitorais compridas que os permitem melhor

manobrabilidade e movimentos para forragear itens do meio da coluna d'água e do fundo (GIBRAN, 2010).

Os zoobentívoros, como mencionado anteriormente, apresentaram traços contrastantes. Espécies bentônicas como Batrachoididae possuem corpos longos e bocas largas e se diferencia na aquisição de presas de modo a se enterrar ou se alocar em buracos no substrato, constituindo um predador de tática passiva senta-e-espera (GARCIA-JÚNIOR *et al.*, 2010). Outro grupo de peixes zoobentívoros que utilizam o substrato como forma de tática para caçar ou fugir de predadores são os linguados (GUEDES; ARAÚJO, 2008). Muitos Perciformes zoobentívoros apresentaram corpos altos e comprimidos, além de grandes nadadeiras peitorais, características de peixes que podem utilizar habitats de maior complexidade espacial e com baixa velocidade de corrente como raízes de mangue (OLIVEIRA *et al.*, 2010; FAYE *et al.*, 2012). De fato, Lutjanidae, por exemplo, se abriga nesses ambientes quando juvenis para evitar a predação e capturar suas presas (OSÓRIO *et al.*, 2011; XAVIER *et al.*, 2012). Além do mais, os peixes que apresentaram corpos comprimidos também são associados a recifes, ecossistemas complexos que exigem capacidades de manobras providas desse formato de corpo e de grandes nadadeiras peitorais (BELLWOOD *et al.*, 2002; WAINWRIGHT *et al.*, 2002). No entanto, outros Perciformes zoobentívoros, mesmo com corpos altamente comprimidos como Carangidae possuem hábitos mais pelágicos e menos complexos, havendo aí certa segregação espacial entre morfotipos semelhantes, não corroborando a hipótese ecomorfológica (traços semelhantes ~ recursos semelhantes). Carangidae são espécies que possuem como traço marcante pedúnculo caudal cilíndrico e nadadeiras caudais furcadas, indicativo de bons nadadores que habitam na meia água (GIBRAN *et al.*, 2010). Essas espécies também possuem corpos altos e bem comprimidos, facilitando a captura de presas velozes como peixes e crustáceos decápodos (PALMEIRA; MONTEIRO-NETO, 2010). Este exemplo também corrobora traços compartilhados entre peixes que habitam locais diferenciados do ecossistema estuarino mesmo apresentando formatos de corpo parecidos.

Rincón *et al.* (2007) mostraram que a forma fusiforme/alongada do corpo melhora a performance natatória, mas reduz a capacidade de fazer manobras. Percebe-se que piscívoros também tenderam a apresentar corpo alongado, como comumente é esperado em peixes que utilizam a região pelágica livre de obstáculos, obtendo grandes velocidades. Tal morfotipo também auxilia na maior estabilidade natatória acometendo maior eficácia na captura de presas dessa zona (WEBB, 1984).

Traços relacionados ao uso do ambiente estuarino (ou seja, entre espécies

residentes, marinhas estuarino-dependentes...) podem ser, de fato, aqueles relacionados à fisiologia e história de vida, como tolerância a diferentes amplitudes de salinidade, tamanho do ovo, tamanho da prole, tipo de desova, entre outros que não foram mensurados no presente estudo (ELLIOTT *et al.*, 2007; PEASE *et al.*, 2012).

Shoup e Hill (1997) mencionam que é necessário considerar a dinâmica espaço-temporal do ambiente estudado em análises ecomorfológicas. De fato, os ecossistemas estuarinos são muito dinâmicos temporal (ciclos diários de marés, períodos do ano) e espacialmente (lateral e longitudinalmente). Provavelmente essa natureza dinâmica tenha mascarado uma previsão mais robusta da ecologia das espécies por meio de seus traços morfológicos, ao mesmo tempo em que permita a coexistência de uma rica fauna de peixes. Assim, estuários não seriam ecossistemas ideais para análises desse tipo a não ser que mais dados quantitativos dos habitats sejam medidos, aspectos de história de vida das espécies sejam incluídos e que as medições morfométricas sejam fortemente associadas com atividades ecológicas das espécies no nível dos microhabitats explorados (POFF, 1997; PEASE *et al.*, 2012).

Douglas e Matthews (1992) defenderam que estudos ecomorfológicos providenciam resultados mais concretos apenas quando as análises são restritas a comparações dentro de famílias. Porém, Casatti e Castro (2006) e Oliveira *et al.* (2010) refutaram essa premissa ao provar padrões de uso do habitat e de recursos tróficos para a assembleia de peixes dulcícolas por meio de traços morfológicos. Os resultados do presente estudo corroboram, em parte, os autores supracitados. Por um lado, ao resumir as análises para espécies de peixes mais abundantes ou de uma determinada guilda, Gibran *et al.* (2010) e Pessanha *et al.* (2015) conseguiram demonstrar padrões claros de assembleias estuarinas do nordeste e sudeste brasileiros segregando trófica e espacialmente a partir de seus traços morfológicos. No entanto, quando reunimos a quase totalidade da assembleia de peixes estuarinos, vemos que a análise ecomorfológica é mascarada pela riqueza de características e adaptações comportamentais dos peixes, sendo preciso abordar outros aspectos morfológicos ou que não tratam diretamente da morfologia das espécies como fisiologia, comportamento e história de vida.

## **4.2 Relação traço-ambiente**

No RLQ1 negativo, associado com argila, os traços funcionais posição relativa do olho, maiores alturas da boca e compressão do pedúnculo caudal foram relacionados aos

linguados [Cspi a Stss] e peixes alongados [Sfoe, Smar, Stim, Huni, Sbar, Sbra, Moce, Esau]. Porém essa mesma associação, em grande parte, também é observada para o RLQ2 positivo (areia). De fato, esse conjunto de espécies possui preferências diferenciadas pelas zonas do estuário, com algumas preferindo a zona inferior com mais areia e outras preferindo a zona superior com mais argila (Capítulo 2), mostrando que os traços funcionais não são selecionados pelo tipo de substrato.

No RLQ1 negativo, o comprimento relativo do rastro branquial foi associado aos Clupeiformes (Clupeidae [Lpiq, Oogl, Rama] e Engraulidae [Aclu, Ahep, Alep, Aspi, Cede, Lgro]) e largura da boca foi associado com *Batrachoides surinamensis* [Bsur] e Ariidae [Carn, Cspix, Sher, Spar]. Porém se percebe que Clupeidae prefere areia, enquanto Engraulidae prefere argila (RLQ2), o que de fato foi observado (Capítulo 2).

No RLQ1 positivo (associado ao silte, e em menor proporção com areia), os traços funcionais protrusão da boca e depressão do corpo foram associados com Gerreidae [Daur, Drho, Ebra, Earg, Egul, Ehav, Emel, Ulef] e raia/baiacus [Dgut, Cann, Sgre, Sspe, Stes], respectivamente. Essas mesmas relações são observadas para o RLQ2 positivo (areia). Ainda falando sobre o RLQ1 positivo, percebe-se que altura e compressão do corpo estão associados à *Hippocampus reidi* [Hrei] e à muitos Perciformes [Apro, Arho, Daur, Drho, Glut, Clat, Tfal, Lale, Lana, Lapo, Lgri, Ljoc, Lsyn]. Além disso, o comprimento da nadadeira peitoral é maior para muitos Perciformes, baiacus, *Dactylopterus volitans* [Dvol] e *Prionotus punctatus* [Ppun], e que maiores pedúnculos caudais são associados à Haemulidae [Glut, Pcor], Lutjanidae [Lale, Lana, Lapo, Lgri, Ljoc, Lsyn] e Tetraodontidae [Sgre, Sspe, Stes]. Essas mesmas relações são observadas no RLQ2 negativo (silte).

Percebe-se no diagrama de ordenação da RLQ que os traços funcionais são, no geral, igualmente distribuídos entre as condições ambientais mensuradas. Apenas os peixes posicionados no quadrante inferior esquerdo (*Batrachoides surinamensis* [Bsur], *Elops saurus* [Esau], *Myrichthys ocellatus* [Moce], *Oligoplites* spp. [Opal, Osau], Ariidae [Carn, Cspix, Sher, Spar] e Engraulidae [Aclu, Ahep, Alep, Aspi, Cede, Lgro]) são associados com maior intensidade ao substrato argiloso (Capítulo 2) com traços mais conspícuos sendo rastros branquiais ou largura da boca.

A relação traço-ambiente no presente estudo mostrou que não existe segregação funcional ao longo do ambiente estuarino. A maioria das espécies ocupa a quase totalidade do intervalo espacial analisado (entre 3 km e 6 km, jusante-montante). E mesmo quando isso ocorre em menor proporção, espécies filogeneticamente próximas dão continuidade à ocupação de modo funcional, ou seja, parece haver segregações espaciais entre espécies

funcionalmente similares. Por exemplo, o linguado *Citharichtys arenaceus* preferiu a região mais à jusante, enquanto *C. spilopterus* teve uma pequena sobreposição espacial com esta espécie, mas ocupou boa parte em direção ao sentido montante do gradiente, e Achiridae (*Achirus* spp. e *Trinectes paulistanus*) veio em seguida ocupando a região mais a montante. Logo, os mesmos traços funcionais do morfotipo “linguado” estiveram presentes em todo o gradiente estuarino. O mesmo pode ser observado, em certo grau, para Mugilidae, Lutjanidae e Clupeiformes, entre outros exemplos (APÊNDICE G).

Tem sido frequentemente mostrado que assembleias de peixes são organizadas devido à forte seleção do hábitat, ou seja, filtragem de nicho, onde espécies morfologicamente semelhantes coexistem (HOAGSTROM; BERRY, 2008; MOUCHET *et al.*, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2005; WILLIS *et al.*, 2005; WHITFIELD, 1999). O menor sucesso preditivo para os ecomorfotipos de acordo com as características ambientais ao longo do gradiente longitudinal pode estar relacionado à dinâmica ambiental dos estuários, influenciada pelas marés, assim como pela grande disponibilidade de recursos (MOUCHET *et al.*, 2013). O fluxo de maré juntamente com a escassez do fluxo fluvial apresentou tendência natural de aumentar a similaridade entre os ambientes em relação às características mensuradas. Assim, o grau de conectividade torna-se alto, aumentando a chance de uma considerável parte da assembleia explorar diferentes zonas do estuário, o qual permite maior flexibilidade na exploração dos recursos, apesar de suas preferências. Esta alta conectividade pode produzir limites indistintos no espaço ecomorfológico multivariado, produzindo as sobreposições de distribuição espacial.

Ao testar os mecanismos de filtragem de nicho e similaridade limitante na estruturação funcional de assembleias de ecossistemas costeiros Mouillot *et al.* (2007) e Mouchet *et al.* (2013) observaram maior influência de filtragem de nicho, com espécies mais similares funcionalmente coexistindo mais do que o esperado ao acaso. Para os estuários aqui estudados a assembleia mostrou forte influência dos fatores abióticos sobre a composição taxonômica, porém o ambiente não exerceu seleção nos traços funcionais, indicando que possa haver processos estocásticos por trás dos padrões observados. No entanto, o próximo passo seria fazer análises de co-ocorrência a fim de confirmar essa hipótese em estuários negativos (MOUCHET *et al.*, 2013).

Mesmo não havendo padrões funcionais diferenciados espacialmente, a análise de fourth-corner detectou algumas relações bivariadas significativas. Silte foi a variável que mais apresentou traços relacionados. Por um lado, isso pode ser devido à homogeneidade do ambiente visto que silte foi o substrato, no geral, equitativamente presente em todo o gradiente jusante-montante. Ele esteve relacionado positivamente com a altura relativa do

corpo e comprimentos do pedúnculo caudal e da nadadeira peitoral. Esses traços característicos de espécies bem distribuídas no estuário como Perciformes em geral (Carangidae, Lutjanidae, Sparidae, Haemulidae) e uma espécie que tendeu a ser mais capturada na região intermediária (*H. reidi* [Hrei]). Silte foi negativamente relacionado a bocas grandes (altura relativa e formato), presentes em peixes que preferiram areia (*Synodus foetens* [Sfoe], *Strongylura* spp. [Smar, Stim], linguados [Boce, Care, Cspi e Pbra]) ou argila (outros linguados [Aach, Alin, Ecro, Stss, Tpau]). Novamente aqui demonstrando a distribuição equitativa de traços funcionais semelhantes nos diferentes substratos ao longo do estuário.

Distância para o mar foi positivamente relacionado a peixes com bocas largas. Essa variável indiretamente pode tanto revelar preferências por argila ou por uma menor salinidade, visto que o gradiente salino médio jusante-montante variou entre 37 na parte mais inferior e 31 na superior. Pelo visto, a relação positiva com a distância do mar foi relacionada aos peixes com bocas mais largas como Gobiidae [Cbol, Csma, Goce, Gsto] e Ariidae [Carn, Cspx, Sher, Spar], táxons que preferem substrato argiloso (Capítulo 2).

Distância para o mar foi negativamente relacionada a peixes com maior protrusão bucal. A família Gerreidae [Daur, Drho, Ebra, Earg, Egul, Ehav, Emel, Ulef] apresenta as maiores protrusões bucais e foi a principal responsável por essa relação. Poderíamos dizer que a maioria dos gerreídeos prefere locais com condições mais marinhas e arenosas/siltosas.

Esse padrão espacial não diferenciando funcionalmente a assembleia de peixes de acordo com o comprimento longitudinal estuarino pode ser explicado, como acima falado, pela natureza complexa desses ecossistemas. Porém os estuários aqui tratados se caracterizam por apresentar um regime hídrico negativo, onde na maior parte do ano não existe influência do fluxo fluvial. Desse modo, haveria maior homogeneidade abiótica (condições marinhas) por todo o estuário, o que seria uma resposta inédita a ser divulgada. Por outro lado, devemos levar em consideração a pequena escala espacial analisada, menos de 10 km, característica de estuários de pequeno porte, onde os mecanismos de estruturação da comunidade sejam influenciados pela homogeneidade espacial e temporal.



## **5 CONCLUSÕES**

A assembleia de peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti apresenta ampla diversidade de traços morfológicos que explicam a posição das espécies na coluna d'água e suas dietas.

Os estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti são similares na distribuição dos traços funcionais dos peixes ao longo do perfil longitudinal nesses ecossistemas.

## REFERÊNCIAS

- ABURTO-OROPEZA, O.; EZCURRA, E.; DANEMANN, G.; VALDEZ, V.; MURRAY, J.; SALA, E. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, p. 10456-10459, 2008.
- ADAMS, A.; WOLFE, R. K.; BARKOWSKI, N.; OVERCASH, D. Fidelity to spawning grounds by a catadromous fish, *Centropomus undecimalis*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 389, p. 213-222, 2009.
- ADITE, A.; WINEMILLER, K. O. Trophic ecology and ecomorphology of fish assemblages in coastal lakes of Benin, West Africa. **Ecoscience**, v. 4, p. 6-23, 1997.
- AKIN, S.; WINEMILLER, K. O.; GELWICK, F. P. Seasonal and spatial variations in fish and macrocrustacean assemblage structure in Mad Island Marsh estuary, Texas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 269-282, 2003.
- AKIN, S.; BUHAN, E.; WINEMILLER, K. O.; YILMAZ, H. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon - Estuary, Turkey: spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 4, p. 671-684, 2005.
- ALBRECHT, G. H. Multivariate analysis and the study of form, with special reference to canonical variate analysis. **American Zoologist**, v. 20, p. 679-693, 1980.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- ALVES, M. I. M.; SOARES-FILHO, A. A. Peixes do estuário do rio Jaguaribe (Ceará - Brasil): aspectos fisioecológicos. **Ciência Agrônômica**, v. 27, n. 1/2, p. 5-16, 1996.
- ANDERSON, A. B.; CARVALHO-FILHO, A.; MORAIS, R. A.; NUNES, L. T.; QUIMBAYO, J. P.; FLOETER, S. R. Brazilian tropical fishes in their southern limit of distribution: checklist of Santa Catarina's rocky reef ichthyofauna, remarks and new records. **Check List**, v. 11, n. 4, p. 1688, 2015.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.
- ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 4, p. 640-661, 2008.
- ARAÚJO F. G.; AZEVEDO M. C. C.; SILVA M. A.; PESSANHA A. L. M.; GOMES I. D.; CRUZ-FILHO A. G. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba bay, Brazil. **Estuaries**, v. 25, p. 441-450, 2002.
- ARAÚJO, M. E.; PEREIRA, P. H. C.; FEITOSA, J. L. L.; GONDOLO, G.; PIMENTA, D.; NOTTINGHAM, M. C. Feeding behavior and follower fishes of *Myrichthys ocellatus* (Anguilliformes: Ophichthidae) in the western Atlantic. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 3,

p. 503-507, 2009.

ARAÚJO, A. L. F.; DANTAS, R. P.; PESSANHA, A. L. M. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 1, 2016.

ARAÚJO, M. E.; TEIXEIRA, J. M.; OLIVEIRA, A. M. E. Ictiofauna marinha do Estado do Ceará, Brasil: III. Actinopterygii de estuários. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 33, p. 139-142, 2000a.

ARAÚJO, M. E.; CUNHA, F. E. A.; CARVALHO, R. A. A.; FREITAS, J. E. P.; NOTTINGHAM, M. C.; BARROS, B. M. N. Ictiofauna marinha do Estado do Ceará, Brasil: II. Elasmobranchii e Actinopterygii de arrecifes de arenito da região entre marés. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 33, p. 133-138, 2000b.

ARAÚJO, M. E.; TEIXEIRA, J. M. C.; OLIVEIRA, A. M. E. **Peixes estuarinos marinhos do Nordeste brasileiro**. Fortaleza: Edições UFC, 2004.

ARÉVALO-FRÍAS, W.; MENDOZA-CARRANZA, M. Influence of temporal and spatial factors on abundance and richness of fish early stages in shallow tropical estuaries. **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, p. 891-904, 2015.

ASCHENBRENNER, A.; HACKRADT, C. W.; FERREIRA, B. P. Spatial variation in density and size structure indicate habitat selection throughout life stages of two Southwestern Atlantic snappers. **Marine Environmental Research**, v. 113, p. 49-55, 2016.

ATTRILL, M. J.; RUNDLE, S. D. Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 929-936, 2002.

ATWOOD, T. B.; WIEGNER, T. N.; MACKENZIE, R. A. Effects of hydrological forcing on the structure of a tropical estuarine food web. **Oikos**, v. 121, p. 277-289, 2012.

AYLESWORTH, L. A.; XAVIER, J. H.; OLIVEIRA, T. P. R.; TENORIO, G. D.; DINIZ, A. F.; ROSA, I. L. Regional-scale patterns of habitat preference for the seahorse *Hippocampus reidi* in the tropical estuarine environment. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 499-512, 2015.

AZEVEDO, M. C.; ARAUJO, F. G.; PESSANHA, A. L. M.; SILVA, M. D. Co-occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: a null model analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 66, p. 315-322, 2006.

BAKER, R.; SHEAVES, M.; JOHNSTON, R. Geographic variation in mangrove flooding and accessibility for fishes and nektonic crustaceans. **Hydrobiologia**, v. 762, p. 1-14, 2015.

BARBANTI, B.; CAIRES, R.; MARCENIUK, A.P. A ictiofauna do Canal de Bertioga, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 276-291, 2013.

BARLETTA, M.; AMARAL, C. S.; CORRÊA, M. F. M.; GUEBERT, F.; DANTAS, D. V.; LORENZI, L.; SAINT-PAUL, U. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline a tropical-subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 73, p. 1314-1336, 2008.

- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118-2176, 2010.
- BARLETTA, M.; BLABER, S. J. M. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, p. 647-680, 2007.
- 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.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 66, p. 45-72, 2005.
- BARLETTA, M.; AMARAL, C. S.; CORRÊA, M. F. M.; GUEBERT, F.; DANTAS, D. V.; LORENZI, L.; SAINT-PAUL, U. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 73, p. 1314-1336, 2008.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. **Journal of Fish Biology**, v. 61, p. 33-51, 2002.
- BARROS, F.; HATJE, V.; FIGUEIREDO, M. B.; MAGALHÃES, W. F.; DÓREA, H. S.; EMÍDIO, E. S. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, p. 753-762, 2008.
- BARROS, B.; SAKAI, Y.; ABRUNHOSA, F. A.; VALLINOTO, M. Trophic adaptability of late juvenile Atlantic spadefish *Chaetodipterus faber* (Teleostei: Ehippidae) related to habitat preferences in an estuary in northeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 717, p. 161-167, 2013.
- BASÍLIO, T. H.; FARIA, V. V.; FURTADO-NETO, M. A. A. Fauna de Elasmobrânquios do estuário do rio Curu, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 41, n. 2, p. 65-72, 2008.
- BASÍLIO, T. H.; GARCEZ, D. S. A pesca artesanal no estuário do rio Curu, Ceará - Brasil: saber local e implicações para o manejo. **Actapesca**, v. 2, n. 1, p. 42-58, 2014.
- BASÍLIO, T. H.; GODINHO, W. O.; ARAÚJO, M. E.; FURTADO-NETO, M. A.; FARIA, V. V. Ictiofauna do estuário do rio Curu, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 81-88, 2009.
- BASTOS, R. F.; CALLIARI, L. J.; GARCIA, A. M. Marine intrusion and freshwater discharge as opposite forces driving fish guilds distribution along coastal plain streams.

**Hydrobiologia**, v. 726, p. 245-258, 2014.

BECK, M. W.; HECK, K. L. JR.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **BioScience**, v. 51, p. 633-641, 2001.

BELLWOOD, D. R.; WAINWRIGHT, P. C.; FULTON, C. J.; HOEY, A. Assembly rules and functional groups at global biogeographical scales. **Functional Ecology**, v. 16, p. 557-562, 2002.

BERBEL-FILHO, W. M.; JACOBINA, U. P.; MARTINEZ, P. A. Preservation effects in geometric morphometric approaches: freezing and alcohol in a freshwater fish. **Ichthyological Research**, v. 60, n. 3, p. 268-271, 2013.

BEZERRA, D. M. M.; NASCIMENTO, D. M.; FERREIRA, E. F.; ROCHA, P. D.; MOURÃO, J. S. Influence of tides and winds on fishing techniques and strategies in the Mamanguape River Estuary, Paraíba State, NE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 3, p. 775-787, 2012.

BLABER, S. J. M. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation**. Oxford: Blackwell, 2000.

BLABER, S. J. M. **Fish and fisheries of tropical estuaries**. Netherlands: Springer, 1997.

BLABER, S. J. M. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation**. Oxford: Blackwell, 2000.

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.; BLABER, T. G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**, 17: 143-162, 1980.

BLAKE, R. W. Fish functional design and swimming performance. **Journal of Fish Biology**, v. 65, n. 5, p. 1193-1222, 2004.

BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T.; SALINI, J. P. Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 40, p. 177-193, 1995.

BLONDEL, J. Guilds or functional groups: does it matter? **Oikos**, v. 100, n. 2, p. 223-231, 2003.

BORZONE, C. A.; MELO, S. G.; REZENDE, K. V.; VALE, R.; KRUL, R. Macrobenthic intertidal communities from wave to tide dominated beach environments. A case study in two Brazilian beaches. **Journal of Coastal Research**, 35: 472-480, 2003.

BOYLE, K. S.; HORN, M. H. Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of

intertidal fish assemblages from central California and central Chile. **Marine Ecology Progress Series**, v. 319, p. 65-84, 2006.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3 ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRASIL – Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002.

BRASIL – Ministério de Minas e Energia (MME). **Projeto avaliação hidrogeológica da bacia sedimentar do Araripe**. Ministério de Minas e Energia, Recife, 1996.

BRASIL – Ministério do Meio Ambiente (MMA). **INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 202, DE 22 DE OUTUBRO DE 2008**. Dispõe sobre normas, critérios e padrões para a exploração com finalidade ornamental e de aquarofilia de peixes nativos ou exóticos de águas marinhas e estuarinas. 2008.

BRASIL – Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção**. Portaria Nº445, 17 de dezembro 2014. 2014.

BRENNER, M.; KRUMME, U. Tidal migration and patterns in feeding of the four-eyed fish *Anableps anableps* L. in a north Brazilian mangrove. **Journal of Fish Biology**, v. 70, p. 406-427, 2007.

BROWNE, R. A.; LUTZ, D. Lake ecosystem effects associated with top-predator removal due to selenium toxicity. **Hydrobiologia**, v. 655, p. 137-148, 2010.

CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Trophic relationships among fish assemblages on a mudflat within a Brazilian Marine protected area. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n. 4, p. 429-442, 2015.

CARDOSO, C. N. A.; NASCIMENTO, M. S.; CRUZ, P. A. P.; MENDES, N. C. B.; FONTES, V. B.; MARQUES, C. B.; ASP NETO, E.; SILVA, B. B. Composição e estimativa da abundância das principais espécies de Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) em uma região estuarina do Norte do Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 47, n. 2, p. 39-45, 2014.

CARPENTER, K. E. (Ed.) **The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)**. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome: FAO. 2002a.

CARPENTER, K. E. (Ed.) **The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals**. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome: FAO. 2002b.

CARVALHO-NETA, R. N. F.; CASTRO, A. C. L. Diversidade das assembleias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v.

41, n. 1, p. 48-57, 2008.

CARVALHO-NETA, R. N. F., NUNES, J. L. S., PIORSKI, N. M. Peixes estuarinos do Maranhão. *In*: NUNES, J. L. S., PIORSKI, N. M. (Org.). **Peixes marinhos e estuarinos do Maranhão**. São Luís: Café & Lápis; Fapema, 2011. p. 95-104.

CASTILLO-RIVERA, M.; ZÁRATE-HERNÁNDEZ, R.; SALGADO-UGARTE, I. H. Juvenile and adult food habits of *Archosargus probatocephalus* (Teleostei: Sparidae) in a tropical estuary of Veracruz. **Hidrobiológica**, v. 17, n. 2, p. 119-126, 2007.

CASTRO-FILHO, B. M; MIRANDA, L. B. de. Physical oceanography of the Western Atlantic Continental Shelf located between 4°N and 34°S coastal segment (4,W). *In*: Robinson, A. R.; Brink, K. H. (Eds.). **The Sea**. New York: John Wiley & Sons, 1998. p. 209-251.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 203-214, 2006.

CAVALCANTE, Carlos Costa. **O uso de habitats costeiros como berçário de peixes no Ceará**. 2013. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

CHAGAS, L. P.; JOYEUX, J. -C.; FONSECA, F. R. Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 86, p. 861-875, 2006.

CHAVES, P. T.; VENDEL, A. L. Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) ambientes de marisma e de manguezal num estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 1, p. 10-15, 2008.

CHAVES, L. T. C.; PEREIRA, P. H. C.; FEITOSA, J. L. L. Coral reef fish association with macroalgal beds on a tropical reef system in North-eastern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 64, n. 12, p. 1101-1111, 2013.

CLARKE K. R. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-143, 1993.

CLEVELAND, A.; MONTGOMERY, W.L. Gut characteristics and assimilation efficiencies in two species of herbivorous damselfishes (Pomacentridae: *Stegastes dorsopunicans* and *S. planifrons*). **Marine Biology**, v. 142, p. 35-44, 2003.

CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; SPACH, H. L. Feeding ecology of the American freshwater goby *Ctenogobius shufeldti* (Gobiidae, Perciformes) in a sub-tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 80, p. 2357-2373, 2012.

CORRÊA, B., VIANNA, M. Spatial and temporal distribution patterns of the silver mojarra *Eucinostomus argenteus* (Perciformes: Gerreidae) in a tropical semi-enclosed bay. **Journal of Fish Biology**, 2015.

COSTA, M. F.; CAMARA, M. R. Diversity, abundance and seasonal variation of the ichthyofauna associated with shrimp farming in a tropical estuary in northeastern Brazil.

**Marine Biodiversity**, v. 42, p. 471-479, 2012.

COSTA, M. R.; ALBIERI, R. J.; NEVES, L. M.; SANTOS, A.; B. L.; ARAUJO, F. G. Distribution and size of the mojarra *Diapterus rhombeus* (CUVIER) (ACTINOPTERYGII, GERREIDAE) in a Southeastern Brazilian Bay. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, n. 2, p. 199-207, 2012.

COSTA, T. L. A.; THAYER, J.A.; MENDES, L. F. Population characteristics, habitat and diet of a recently discovered stingray *Dasyatis marianae*: implications for conservation. **Journal of Fish Biology**, v. 86, p. 527-543, 2015a.

COSTA, M. D. P.; MUELBERT, J. H.; VIEIRA, J. P.; CASTELLO, J. P. Dealing with temporal variation and different life stages of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Actinopterygii, Sciaenidae) in species distribution modeling to improve essential estuarine fish habitat identification. **Hydrobiologia**, v. 762, p. 195-208, 2015b.

COSTA, B. G. B.; LACERDA, L. D. Mercury (Hg) in fish consumed by the local population of the Jaguaribe River lower basin, Northeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 13335-13341, 2014.

COSTA NUNES, J. A. C.; MEDEIROS, D. V.; REIS-FILHO, J. A.; SAMPAIO, C. L. S.; BARROS, F. Reef fishes captured by recreational spearfishing on reefs of Bahia State, northeast Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 179-185, 2012.

DAI, Z.; CHU, A.; STIVE, M.; ZHANG, X.; YAN, H. Unusual Salinity Conditions in the Yangtze Estuary in 2006: Impacts of an Extreme Drought or of the Three Gorges Dam? **AMBIO**, v. 40, p. 496-505, 2011.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; BARBOSA-CINTRA, S.C.T.; POSSATTO, F. E.; RAMOS, J. A. A.; LIMA, A. R. A.; SAINT-PAUL, U. Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2540-2557, 2010.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M. Habitat use by *Centropomus undecimalis* in a rocky area of estuarine beach in north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, 2016.

DAY Jr., J. W.; CRUMP, B. C.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Estuarine Ecology**. 2 ed. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2013.

DENADAI, M.; SANTOS, F. B.; BESSA, E.; FERNANDEZ, W. S.; PASCHOAL, C. C.; TURRA, A. Diets of *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855) and *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) (Perciformes: Gerreidae) in Caraguatatuba Bay, southeastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 7, n. 3, p. 143-155, 2012.

DENADAI, M.; POMBO, M.; SANTOS, F.B.; BESSA, E.; FERREIRA, A.; TURRA, A. Population dynamics and diet of the Madamango Sea Catfish *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) (Siluriformes: Ariidae) in a tropical bight in Southeastern Brazil. **PLoS ONE**, v. 8, n. 11, p. 1-8, 2013.

DIAS, J. F.; GONÇALVES, A. M.; FERNANDEZ, W. S.; SILBIGER, H. L. N.; FIADI, C. B.; SCHMIDT, T. C. S. Ichthyofauna in an estuary of the Mataripe Area, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 1, p. 75-95, 2011.



DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D.; TER BRAAK, C. J. F.; CHAMPLEY, S. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 3, p.143-166, 1996.

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D.; GIMARET-CARPENTIER, C. Niche separation in community analysis: a new method. **Ecology**, v. 81, n. 10, p. 2914-2927, 2000.

DOUGLAS, M. E.; MATTHEWS, W. J. Does morphology predict ecology? Hypothesis testing within a freshwater stream fish assemblage. **Oikos**, v. 65, p. 213-224, 1992.

DRAY, S.; LEGENDRE, P. Testing the species traits environment relationships: the fourth-corner problem revisited. **Ecology**, v. 89, p. 3400-3412, 2008.

DRAY, D.; CHOLER, P.; DOLÉDEC, S.; PERES-NETO, P. R.; THUILLER, W.; PAVOINE, S.; TER BRAAK, C. J. F. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. **Ecology**, v. 95, n. 1, p. 14-21, 2014.

ECOUTIN, J. M.; SIMIER, M.; ALBARET, J. J.; LAE, R.; TITO de MORAIS, L. 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, p. 284-292, 2010.

ELLIFF, C. I.; TUTUI, S. L. S.; SOUZA, M. R.; TOMÁS, A. R. G. Population structure of caitipa mojarra (*Diapterus rhombeus*) in an estuarine system of Southeastern Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 39, n. 4, p. 411-421, 2013.

ELLIOTT, M.; DEWAILLY, F. The structure and components of European estuarine fish assemblages. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 29, n. 3-4, p. 397-417, 1995.

ELLIOTT, M.; McLUSKY, D. S. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 815-827, 2002.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 94, p. 306-314, 2011.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, p. 241-268, 2007.

ESCHMEYER, W. N.; FRICKE, R.; van der LAAN, R. 2016. **Catalog of Fishes: Genera, Species, References**. Disponível em: <<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>> Acesso em abr. 2016.

FÁVARO, L. F.; OLIVEIRA, E. C.; VENTURA, A. O. B.; VERAN, N. F. Environmental influences on the spatial and temporal distribution of the puffer fish *Sphoeroides greeleyi* and *Sphoeroides testudineus* in a Brazilian subtropical estuary. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 2, p. 275-282, 2009.

FAYE, D., LE LOC'H, F.; THIAW, O. T.; MORAIS, L. T. Mechanisms of food partitioning and ecomorphological correlates in ten fish species from a tropical estuarine marine protected area (Bamboung, Senegal, West Africa). **African Journal of Agricultural Research**, v. 7, p.

443-455, 2012.

FEITOZA, B. M.; ROSA, R. S.; ROCHA, L. A. Ecology and zoogeography of deep reef fishes in Northeastern Brazil. **Bulletin of Marine Science**, v. 76, n. 3, p. 725-742, 2005.

FERREIRA, C. M.; CONI, E. O. C.; MEDEIROS, D. V.; SAMPAIO, C. L. S.; REIS-FILHO, J. A.; BARROS, F.; LOIOLA, M.; COSTA NUNES, J. A. C. Community structure of shallow rocky shore fish in a tropical bay of the southwestern Atlantic. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n. 4, p. 379-396, 2015.

FERREIRA, A. C.; LACERDA, L. D. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean & Coastal Management**, v. 125, p. 38-46, 2016.

FIGUEIREDO, G. G. A. A., PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology**, 2015.

FISCHER, L. G.; PEREIRA, L. E. D.; VIEIRA, J. P. **Peixes estuarinos e costeiros**. 2. ed. Rio Grande: Luciano Gomes Fischer, 2011.

FLOETER, S. R.; ROCHA, L. A.; ROBERTSON, D. R.; JOYEUX, J. C.; SMITHVANIZ, W. F.; WIRTZ, P.; EDWARDS, A. J.; BARREIROS, J. P.; FERREIRA, C. E. L.; GASPARINI, J. L.; BRITO, A.; FALCÓN, J. M.; BOWEN, B. W.; BERNARDI, G. Atlantic reef fish biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 22-47, 2008.

FRANÇA, S.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 83, p. 1-12, 2009.

FRANCO, A., FRANZOI, P., TORRICELLI, P. Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 79, p. 549-558, 2008.

FRANCO, A.; ELLIOTT, M.; FRANZOI, P.; TORRICELLI, P. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 354, p. 219-228, 2008.

FREITAS, M. O.; ABILHOA, V.; SILVA, G. H. C. Feeding ecology of *Lutjanus analis* (Teleostei: Lutjanidae) from Abrolhos Bank, Eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, p. 411-418, 2011.

FREITAS, J. E. P.; LOTUFO, T. M. C. Reef fish assemblage and zoogeographic affinities of a scarcely known region of the western equatorial Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 3, p. 623-633, 2015.

FROESE, R.; PAULY, D. 2016. **FishBase**. Disponível em: <[www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)> Acesso em abr. 2016.

GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. **Atlântica**, v. 23, p. 133-152, 2001.

GARCIA-JÚNIOR., J.; MENDES, L. F.; SAMPAIO, C. L. S.; LINS, J. E. **Biodiversidade**

**marinha da Bacia Potiguar:** ictiofauna. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2010.

GATZ Jr., A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v. 21, n. 2, 91-124, 1979.

GAY, D.; BASSANI, C.; SERGIPENSE, S. Diel variation and selectivity in the diet of *Cetengraulis edentulus* (Cuvier 1828) (Engraulidae, Clupeiformes) in the Itaipu Lagoon, Niterói, Rio de Janeiro. **Atlântica**, v. 24, n. 2, p. 59-68, 2002.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Heterogeneity in intertidal fish fauna assemblages along the world's longest mangrove area in northern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 72, p. 773-779, 2008.

GIBRAN, F. Z. Habitat partitioning, habits and convergence among coastal nektonic fish species from the São Sebastião Channel, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, p. 299-310, 2010.

GLASER, M.; DIELE, K. Asymmetric outcomes: Assessing central aspects of the biological, economic and social sustainability of a mangrove crab fishery, *Ucides cordatus* (Ocypodidae), in North Brazil. **Ecological Economics**, v. 49, p. 361-373, 2004.

GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L.; SCHWARZ Jr., R.; QUEIROZ, G. M. N.; OLIVEIRA NETO, J. F. Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 47-55, 2003.

GOMES, E. A. P.; CAMPOS, P. N.; BONECKER, A. C. T. Occurrence of Gobiidae larvae in a tropical Brazilian estuary, with particular emphasis on the use of size classes to categorize species guilds. **Journal of Fish Biology**, v. 84, p. 996-1013, 2014.

GORAYEB A.; SOUZA, M. J. N.; FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F., SILVA, E. V. Aspectos geoambientais, condições de uso e ocupação do solo e níveis de desmatamento na bacia hidrográfica do Rio Curu, Ceará-Brasil. **Geografia**, v. 14, n. 2, p. 85-106, 2005a.

GORAYEB A.; SILVA, E. V., MEIRELES, A. J. A. Impactos ambientais e propostas de manejo sustentável para a planície flúvio-marinha do rio Pacoti - Fortaleza/Ceará. **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 33, p. 143-152, 2005b.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de Estatística em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GUEDES, A. P. P.; ARAÚJO, F. G. Trophic resource partitioning among five flatfish species (Actinopterygii, Pleuronectiformes) in a tropical bay in south-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 72, p. 1035-1054, 2008.

GURJÃO, Lívio Moreira. **A exploração de espécies ornamentais marinhas no Brasil, com ênfase no Estado do Ceará**. 2016. 143 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza, 2016.

GRAY, C. A.; McELIGOTT, D. J.; CHICK, R. C. Intra- and inter-estuary variability in

assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. **Marine & Freshwater Research**, 47: 723-735, 1996.

GRAY, C. A.; ROTHERHAM, D.; JOHNSON, D. D. Consistency of temporal and habitat-related differences among assemblages of fish in coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 95, p. 401-414, 2011.

GUIDETTI, P. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 50, p. 515-529, 2000.

HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; PICHLER, H. A.; SPACH, H. L.; SANTOS, L. O. Factors influencing spatial patterns of the ichthyofauna of low energy estuarine beaches in southern Brazil. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, p. 1345-1357, 2011.

HARRISON, T. D.; WHITFIELD, A. K. Geographical and typological changes in fish guilds of South African estuaries. **Journal of Fish Biology**, v. 73, p. 2542-2570, 2008.

HARRISON, T. D.; WHITFIELD, A. K. Fish trophic structure in estuaries, with particular emphasis on estuarine typology and zoogeography. **Journal of Fish Biology**, v. 81, p. 2005-2029, 2012.

HAUSNER, V. H.; YOCCOZ, N. G.; IMS, R. A. Selecting indicator traits for monitoring land use impacts: birds in northern coastal birch forests. **Ecological Applications**, v. 13, p. 999-1012, 2003.

HELFMAN, G. S.; COLLETTE, B. B.; FACEY, D. E.; BOWEN, B. W. **The Diversity of Fishes: biology, evolution, and ecology**. 2 ed. Hoboken: Wiley-Blackwell. 2009.

HENRIQUES, S.; PAIS, M. P.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Efficacy of adapted estuarine fish-based multimetric indices as tools for evaluating ecological status of the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, p. 1696-1713, 2008.

HERBST, D. F.; HANAZAKI, N. Local ecological knowledge of fishers about the life cycle and temporal patterns in the migration of mullet (*Mugil liza*) in Southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 4, p. 879-890, 2014.

HOAGSTROM, C. W.; BERRY, C. R. Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. **Hydrobiologia**, v. 596, p. 367-386, 2008.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 324-338, 2007.

HOEINGHAUS, D. J.; VIEIRA, J. P.; COSTA, C. S.; BEMVENUTI, C. E.; WINEMILLER, K. O.; GARCIA, A. M. Estuary hydrogeomorphology affects carbon sources supporting aquatic consumers within and among ecological guilds. **Hydrobiologia**, v. 673, p. 79-92, 2011.

HORNE, J. K.; CAMPANA, S. E. Environmental factors influencing the distribution of

juvenile groundfish in nearshore habitats of Southwest Nova Scotia. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 46, p. 1277-1284, 1989.

IKEJIMA, K.; TONGNUNUI, P.; MEDEJ, T.; TANIUCHI, T. Juvenile and smallfishes in a mangrove estuary in Trang Province, Thailand: seasonal and habitat differences. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 447-457, 2003.

ISAAC, V. J.; SANTO, R. V.; BENTES, B. S.; FRÉDOU, F. L.; MOURÃO, K. R.; FRÉDOU, T. An interdisciplinary evaluation of fishery production system of the State of Pará in North Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 244-255, 2009.

JACKSON, D. A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, v. 74, n. 8, p. 2204-2214, 1993.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, p. 157-170, 2001.

JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R. C.; BREMEC, C. S.; MIANZAN, H. W.; LASTA, C. A. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, n. 5/6, p. 921-933, 2003.

JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R. C.; GUERRERO, R., LASTA, C. A. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fisheries Research* 66: 195-211.

JUNG, S.; HOUDE, E. D. Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, p. 335-351, 2003.

KANTOUSSAN, J.; ECOUTIN, J. M.; SIMIER, M.; MORAIS, L. T.; LAË, R. Effects of salinity on fish assemblage structure: An evaluation based on taxonomic and functional approaches in the Casamance estuary (Senegal, West Africa) **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 13, p. 152-162, 2012.

KOENIG, C. C.; COLEMAN, F. C.; EKLUND, A.; SCHULL, J.; UELAND, J. Mangroves as essential nursery habitat for goliath grouper (*Epinephelus itajara*). **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 3, p. 567-586, 2007.

KRAMER, D. L.; BRYANT, M. J. Intestine length in the fishes of a tropical stream. 2. Relationships to diet - the long and short of a convoluted issue. **Environmental Biology of Fishes**, v. 42, p. 129-141, 1995.

KREBS, J. M.; BELL, S. S.; MCIVOR, C. C. Assessing the Link Between Coastal Urbanization and the Quality of Nekton Habitat in Mangrove Tidal Tributaries. **Estuaries and Coasts**, v. 37, n. 4, p. 832-846, 2014.

KRUMME, U.; SAINT-PAUL, U.; ROSENTHAL, H. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. **Aquatic Living Resources**, v. 17, p. 215-229, 2004.

- KWAK, T. J.; PETERSON, J. T. Community indices, parameters, and comparisons. *In*: GUY, C. S.; BROWN, M. L. (Org.). **Analysis and interpretation of freshwater fisheries data**. Maryland: American Fisheries Society, Bethesda, 2007. p. 677-763.
- LACERDA, C. H. F.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V. Temporal patterns in the intertidal faunal community at the mouth of a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 85, p. 1571-1602, 2014.
- LACERDA, L. D.; COSTA, B. G. B. C.; LOPES, D. N.; OLIVEIRA, K.; BEZERRA, M. F.; BASTOS, W. R. Mercury in Indigenous, Introduced and Farmed Fish from the Semiarid Region of the Jaguaribe River Basin, NE Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 93, p. 31-35, 2014.
- LAMBERTH, S. J.; TURPIE, J. K. The Role of Estuaries in South African Fisheries: Economic Importance and Management Implications. **African Journal of Marine Science**, v. 25, p. 131-157, 2003.
- LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; VILLÉGER, S.; WILLIAMS, S. E.; BARALOTO, C.; FORTUNEL, C.; MENDONÇA, F. P.; MOUILLOT, D. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceeding of the Royal Society B**, v. 283, n. 1828, 2016.
- LEY, J. A. Linking fish assemblages and attributes of mangrove estuaries in tropical Australia: criteria for regional marine reserves. **Marine Ecology Progress Series**, v. 305, p. 41-57, 2005.
- LIRA, M. G. S.; PAIVA, R. E. C.; RAMOS, T. P. A.; LIMA, S. M. Q. First record of *Kryptolebias hermaphroditus* Costa, 2011 (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in the extreme north Atlantic Forest mangroves, Rio Grande do Norte state, Brazil. **Check List**, v. 11, n. 3, p. 1-5, 2015.
- LOBRY, J.; MOURAND, L.; ROCHARD, E.; ELIE, P. Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective. **Aquatic Living Resources**, v. 16, n. 2, p. 47-58, 2003.
- LONGHURST, A. L.; PAULY, D. **Ecologia dos oceanos tropicais**. São Paulo: Editora da Universidad de São Paulo, 2007.
- LOPES, P. R. D.; OLIVEIRA-SILVA, J. T.; FERREIRA-MELO, A. S. A. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna do manguezal de Cacha Pregos, Ilha de Itaparica, Baía de Todos os Santos, Bahia. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, n. 2, p. 315-325, 1998.
- LOPES, P. R. D. Nota sobre a alimentação de *Albula vulpes* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Albulidae) na praia de Jaguaribe (Ilha de Itamaracá), Pernambuco. **Sitientibus**, Feira de Sanatana, n. 20, p. 15-22, 1999.
- LOUREIRO, S. N.; REIS-FILHO, J. A.; GIARRIZZO, T. Evidence for habitat-driven segregation of an estuarine fish assemblage. **Journal of Fish Biology**, v. 89, p. 804-820, 2016.
- LOWE, M. L.; MORRISON, M. A.; TAYLOR, R. B. Harmful effects of sediment-induced

turbidity on juvenile fish in estuaries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 539, p. 241-254, 2015.

LUGENDO, B. R.; NAGELKERKEN, I.; van der VELDE, G.; MGAYA, Y. D. The importance of mangroves, mud and sandflats, and seagrass beds as feeding areas for juvenilefishes in Chwaka Bay, Zanzibar: gut content and stable isotope analyses. **Journal of Fish Biology**, v. 69, p.1639-1661, 2006.

LUIZ Jr., O. J.; CARVALHO-FILHO, A.; FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; SAZIMA, I. The reef fish assemblage of the Laje de Santos Marine State Park, Southwestern Atlantic: annotated checklist with comments on abundance, distribution, trophic structure, symbiotic associations, and conservation. **Zootaxa**, v. 1807, p. 1-25, 2008.

LUNT, J.; SMEE, D. L. Turbidity influences trophic interactions in estuaries. **Limnology and Oceanography**, v. 59, n. 6, p. 2002-2012, 2014.

MAES, J.; OLLEVIER, F. Size structure and feeding dynamics in estuarine clupeoid fish schools: field evidence for the school trap hypothesis. **Aquatic Living Resources**, v. 15, p. 211-216, 2002.

MAI, A. C. G.; ROSA, I. M. L. Aspectos ecológicos do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* no estuário Camurupim/Cardoso, Piauí, Brasil, fornecendo subsídios para a criação de uma Área de Proteção Integral. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 85-91, 2009.

MAI, A. C. G.; VIERIA, J. P. Review and consideration on habitat use, distribution and life history of *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Actinopterygii, Clupeiformes, Engraulidae). **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 121-130, 2013.

MAI, A. C. G.; CONDINI, M. V.; ALBUQUERQUE, C. Q.; LOEBMANN, D.; SAINT'PIERRE, T. D.; MIEKELEY, N.; VIEIRA, J. P. High plasticity in habitat use of *Lycengraulis grossidens* (Clupeiformes, Engraulidae). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 141, p. 17-25, 2014.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. **Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das Áreas de Manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. Fortaleza: SEMACE, 2006.

MANSON, F. J.; LONERAGAN, N. R.; HARCH, G. A.; SKILLETER, G. A.; WILLIAMS, L. A broad-scale analysis of links between coastal fisheries production and mangrove extent: a case-study for northeastern Australia. **Fisheries Research**, v. 74, p. 69-85, 2005.

MARCENIUK, A. P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005a.

MARCENIUK, A. P. Redescrição de *Genidens barbatus* (Lacépède, 1803) e *Genidens machadoi* (Miranda-Ribeiro, 1918), bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) do Atlântico Sul Ocidental. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 45, n. 11, p. 111-125, 2005b.

MARCENIUK, A. P.; BETANCUR-R.; R., ACERO, A. P.; MURIEL-CUNHA, J. Review of the Genus *Cathorops* (Siluriformes: Ariidae) from the Caribbean and Atlantic South America, with Description of a New Species. **Copeia**, n. 1, 77-97, 2012.

MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, p. 175-184, 1998.

MARTINS, T. O.; VENDEL, A. L. Fishes collected with an artisanal fish trap in Barra de Camaratuba estuary, northeastern Brazil. **Check List**, v. 10, n. 6, p. 1260-1263, 2014.

MARTINEZ, P. A.; BERBEL-FILHO, W. M.; JACOBINA, U. P. Is formalin fixation and ethanol preservation able to influence in geometric morphometric analysis? Fishes as a case study. **Zoomorphology**, v. 132, p. 87-93, 2013.

MARTINO, E. J.; ABLE, K. W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 969-987, 2003.

MATHIESON, S.; CATTRIJSE, A.; COSTA, M. J.; DRAKE, P.; ELLIOTT, M.; GARDNER, J.; MARCHAND, J. Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. **Marine Ecology Progress Series**, v. 204, p. 225-242, 2000.

MAZUMDER, D.; WILLIAMS, R. J.; WEN, L.; SAINTILAN, N.; WALSH, C. T. Impoundment constraint of fish niche diversity in a temperate Australian river. **Hydrobiologia**, v. 771, p. 195-206, 2016.

McBRIDE, R. S.; MacDONALD, T. C.; MATHESON Jr., R. E.; RYDENE, D. A.; HOOD, P. B. Nursery habitats for ladyfish, *Elops saurus*, along salinity gradients in two Florida estuaries. **Fishery Bulletin**, v. 99, p. 443-458, 2001.

McLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats, and Management**. 3 ed. New York: Oxford University Press, 2004.

MEIRELES, A. J. A.; CASSOLA, R. S.; TUPINAMBÁ, S. V.; QUEIROZ, L. S. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. **Mercator**, Fortaleza, v. 12, p. 83-106, 2007.

MENEZES, R. S.; MENEZES, M. F. Estudo preliminar sobre a flora e fauna de águas estuarinas do Estado do Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 8, n. 1, p. 101-106, 1968.

MENEZES, N. A.; NIRCHIO, M.; OLIVEIRA, C.; SICCHARAMIREZ, R. Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, v. 3918, n. 1, p. 1-38, 2015.

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

MORRISON, M. A.; FRANCIS, M. P.; HARTILL, B. W.; PARKINSON, D. M. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 793-807, 2002.

MOTTA, P. J.; CLIFTON, K. B.; HERNANDEZ, P.; EGGOLD, B. T. Ecomorphological



correlates in ten species of subtropical seagrass fishes: diet and microhabitat utilization. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, p. 37-60, 1995.

MOUCHET, M. A.; BURNS, M. D. M.; GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; MOUILLOT, D. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. **Oikos**, v. 122, p. 247-257, 2013.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, p. 443-456, 2007.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A. J.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013.

MOURA, R. L.; LINDEMAN, K. C. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on the distribution of *Lutjanus griseus* and *L. apodus*. **Zootaxa**, v. 1422, p. 31-43, 2007.

MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B.; CHAVES, E. M.; MINTE-VERA, C. V.; LINDEMAN, K. C. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 95, p. 274-278, 2011.

MOURÃO, K. R. M.; FERREIRA, V.; LUCENA-FRÉDOU, F. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1783-1800, 2014.

MOURÃO, K. R. M.; FRÉDOU, T.; LUCENA-FRÉDOU, F. Spatial and seasonal variation of the ichthyofauna and habitat use in the inner portion of the Brazilian Amazon estuary. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 41, n. 3, p. 529-545, 2015.

NEVES, L. M.; TEIXEIRA, T. P.; ARAÚJO, F. G. Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. **Marine Ecology**, v. 32, p. 115-131, 2011.

NEVES, A.; CABRAL, H. N.; FIGUEIREDO, I.; SEQUEIRA, V.; MOURA, T.; GORDO, L. Fish assemblage dynamic in the Tagus and Sado estuaries (Portugal). **Cahiers de Biologie Marine**, v. 49, p. 23-35, 2008.

NICOLAS, D.; LOBRY, J.; LE PAPE, O.; BOËT, P. Functional diversity in European estuaries: Relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 88, p. 329-338, 2010.

NOBLE, R. A. A.; OWX, I. G.; GOFFAUX, D.; KESTEMONT, P. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, p. 381-392, 2007.

NYITRAI, D.; MARTINHO, F.; DOLBETH, M.; BAPTISTA, J.; PARDAL, M. A. Trends in estuarine fish assemblages facing different environmental conditions: combining diversity

- with functional attributes. **Aquatic Ecology**, v. 46, p. 201-214, 2012.
- OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, v. 72, p. 283-304, 2005.
- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDAS, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010.
- OLIVEIRA, A. M. E. Composição e distribuição da ictiofauna, nas águas estuarinas do rio Jaguaribe (Ceará - Brasil). **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 16, n. 1, p. 9-18, 1976.
- OLIVEIRA, E. C.; FÁVARO, L. F. Reproduction of the flatfish *Achirus lineatus* (Pleuronectiformes: Achiridae) in Paranaguá Bay, state of Paraná, a subtropical region of Brazil. **Zoologia**, v. 27, n. 4, p. 523-532, 2010.
- OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 1, p. 165-175, 2014.
- ORTIZ, M.; WOLFF, M. Qualitative modelling for the Caeté Mangrove Estuary (North Brazil): a preliminary approach to an integrated eco-social analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 61, p. 243-250, 2004.
- OSÓRIO, F. M.; GODINHO, W. O.; LOTUFO, T. M. C. Ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti - CE, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 415-420, 2011.
- PAGOTTO, J. P. A.; GOULART, E.; OLIVEIRA, E. F.; YAMAMURA, C. B. A ecomorfologia como ferramenta para análise da estrutura de assembleias. In: LANSAC TÔHA, F. A.; BENEDITO, E.; OLIVEIRA, E. F. (Eds.). **Contribuições da história da ciência e das teorias ecológicas para a Limnologia**. Maringá: Eduem, 2009. p. 327-346.
- PAIVA, A. C. G.; ARAÚJO, M. E. Environmental characterization and spatial distribution of fish fauna in estuaries in the state of Pernambuco, Brazil. **Tropical Oceanography**, v. 38, n. 1, p. 1-46, 2010.
- 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, n. 4, p. 647-661, 2008.
- PAIVA, A. C. G.; LIMA, M. F. V.; SOUZA, J. R. B.; ARAÚJO, M. E. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. **Zoologia**, v. 26, n. 2, p. 266-278, 2009.
- PALMEIRA, L. P.; MONTEIRO-NETO, C. Ecomorphology and food habits of teleost fishes *Trachinotus carolinus* (Teleostei: Carangidae) and *Menticirrhus littoralis* (Teleostei: Sciaenidae), inhabiting the surf zone of Niterói, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58(Special issue II CBBM), p. 1-9, 2010.

PASQUAUD, S.; BRIND'AMOUR, A.; BERTHELÉ, O.; GIRARDINA, M.; ELIE, P.; BOËT, P.; LEPAGE, M. Impact of the sampling protocol in assessing ecological trends in an estuarine ecosystem: The empirical example of the Gironde estuary. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 18-29, 2012.

PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: Effect of global vs. local factors. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 154, p. 122-128, 2015.

PASSOS, A. C.; CONTENTE, R. F.; ABBATEPAULO, F. V.; SPACH, H. L.; VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; CARTAGENA, B. F. C.; FÁVARO, L. F. Analysis of fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, n. 4, p. 251-264, 2013.

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAS, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 1060-1075, 2012.

PEREIRA, P. H. C.; FERREIRA, B. P.; REZENDE, S. M. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary – Pernambuco, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 3, p. 617-628, 2010.

PERES-NETO, P. R. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. **Oecologia**, v. 140, p. 352-360, 2004.

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; SILVA, A. F.; SALES, N. S. Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 401-412, 2015.

PIMENTEL, M. F.; DAMASCENO, E. P.; JIMENEZ, P. C.; ARAÚJO, P. F. R.; BEZERRA, M. F.; MORAIS, P. C. V.; CAVALCANTE, R. M.; LOUREIRO, S.; LOTUFO, L. V. C. Endocrine disruption in *Spherooides testudineus* tissues and sediments highlights contamination in a northeastern Brazilian estuary. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 5, 2016.

PICHLER, H. A.; SPACH, H. L.; GRAY, C. A.; BROADHURST, M. K.; SCHWARZ JR., R.; OLIVEIRA-NETO, J. Environmental influences on resident and transient fishes across shallow estuarine beaches and tidalflats in a Brazilian World Heritage area. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 164, p. 482-492, 2015.

PIMENTEL, M. F.; DAMASCENO, E. P.; JIMENEZ, P. C.; ARAÚJO, P. F. R.; BEZERRA, M. F.; MORAIS, P. C. V.; CAVALCANTE, R. M.; LOUREIRO, S.; LOTUFO, L. V. C. Endocrine disruption in *Spherooides testudineus* tissues and sediments highlights contamination in a northeastern Brazilian estuary. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 5, 2016.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 2, p. 391-40, 1997.

PORCARO, R. R.; ZANI-TEIXEIRA, M. L.; KATSURAGAWA, M.; NAMIKI, C.; OHKAWARA, M. H.; FAVERO, J. M. Spatial and temporal distribution patterns of larval sciaenids in the estuarine system and adjacent continental shelf off Santos, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 2, p. 149-164, 2014.

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOTT, M. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, p. 497-500, 2010.

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 230-239, 2015.

POUILLY, M.; LINO, F.; BRETENOUX, J. -G.; ROSALES, C. Dietary morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. **Journal of Fish Biology**, v. 62, p. 1137-1158, 2003.

R Core Team. 2015. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>

RAMOS, J. A.; BARROS, F.; NUNES, J. A. C. C.; SAMPAIO, C. L. S.; SOUZA, G. B. G. Moon and tide effects on fish capture in a tropical tidal flat. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 3, p. 735-743, 2011b.

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Trophic niche and habitat shifts of sympatric Gerreidae. **Journal of Fish Biology**, v. 85, n. 5, p. 1446-1469, 2014.

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; COSTA, M. F. Seasonal and spatial ontogenetic movements of Gerreidae in a Brazilian tropical estuarine ecotone and its application for nursery habitat conservation. **Journal of Fish Biology**, 2016.

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks. **Journal of Fish Biology**, v. 78, p. 344-354, 2011a.

REIS-FILHO, J. A.; GIARRIZZO, T.; BARROS, F. Tidal migration and cross-habitat movements of fish assemblage within a mangrove ecotone. **Marine Biology**, 163: 1-13, 2016.

REIS-FILHO, J. A.; SANTOS, A. C. A. Effects of substratum type on fish assemblages in shallow areas of a tropical estuary. **Marine Ecology**, v. 35, n. 4, p. 456-470, 2014.

REIS-FILHO, J. A.; NUNES, J. A. C. C.; FERREIRA, A. Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu River, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 301-311, 2010a.

REIS-FILHO, J. A.; NUNES, L. D. C.; MENEZES, B. L.; SOUZA, G. B. G. Variação espaço-temporal e efeito do ciclo lunar na ictiofauna estuarina: evidências para o estuário do Rio Joanes – Bahia. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 111-122, 2010b.

- REIS-FILHO, J. A.; BARROS, F.; COSTA NUNES, J. A. C.; SAMPAIO, C. L. S.; SOUZA, G. B. G. Moon and tide effects on fish capture in a tropical tidal flat. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 3, p. 735-743, 2011.
- RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 1, 2016.
- RINCÓN, P. A.; BASTIR, M.; GROSSMAN, G. D. Form and performance: body shape and prey-capture success in four drift feeding minnows. **Oecologia**, v. 152, p. 345-355, 2007.
- ROSS, S. T. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, v. 1986, n. 2, p. 352-388, 1986.
- SAMPAIO, A. L. A.; PAGOTTO, J. P. A.; GOULART, E. Relationships between morphology, diet and spatial distribution: testing the effects of intra and interspecific morphological variations on the patterns of resource use in two Neotropical Cichlids. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, p. 351-360, 2013.
- SANCHES, E. G.; COSTA, W. M.; VILANI, F. G.; KRUEGER, D. M.; PASSINI, G.; CERQUEIRA, V. R. First occurrence of cubera snapper *Lutjanus cyanopterus* (Cuvier, 1828) in the southern Brazilian coast. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 4, p. 963-965, 2012.
- SÁNCHEZ-GIL, P.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; TAPIA, M.; DAY, J. W.; WILSON, C. A.; COWAN Jr., J. H. Ecological and biological strategies of *Etropus crossotus* and *Citharichthys spilopterus* (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) related to the estuarine plume, Southern Gulf of Mexico. **Journal of Sea Research**, 59: 173-185, 2008.
- SANTANA, L. M. B. M.; LOTUFO, L. V. C.; ABESSA, D. M. S. A Contaminação antrópica e seus efeitos em três estuários do litoral do Ceará, Nordeste do Brasil – Revisão. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 48, n. 2, p. 93-115, 2015.
- SANTOS, S. R.; ANDRADE, A. C.; VERANI, J. R.; VIANNA, M. Population explosion of the burrfish *Chilomycterus spinosus spinosus* (Diodontidae, Tetraodontiformes) in a eutrophic tropical estuary. **Marine Biology Research**, v. 11, n. 9, p. 955-964, 2015.
- SELLESLAGH J.; AMARA R. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 79, p. 507-517, 2008.
- SELLESLAGH J.; AMARA R.; LAFFARGUE, P.; LESOURD, S.; LEPAGE, M.; GIRARDIN, M. Fish composition and assemblage structure in three Eastern English Channel macrotidal estuaries: A comparison with other French estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, p. 149-159, 2009.
- SHEAVES, M. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. **Marine Ecology Progress Series**, v. 302, p. 293-305, 2005.
- SHEAVES, M. Scale-dependent variation in composition offish fauna among sandy tropical estuarine embayments. **Marine Ecology Progress Series**, v. 310, p. 173-184, 2006.
- SHEAVES, M. Simple processes drive unpredictable differences in estuarine fish

assemblages: baselines for understanding site-specific ecological and anthropogenic impacts. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 170, p. 61-69, 2016.

SHOUP, D. E.; HILL, L. G. Ecomorphological diet predictions: an assessment using inland silverside (*Menidia beryllina*) and longear sunfish (*Lepomis megalotis*) from Lake Texoma. **Hydrobiologia**, v. 350, p. 87-98, 1997.

SILVA, G. B.; VIANA, M. S. R.; FURTADO-NETO, M. A. A. Morfologia e alimentação da raia *Dasyatis guttata* (Chondrichthyes: Dasyatidae) na enseada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 34, p. 67-75, 2001.

SILVA-FALCÃO, Elisabeth Cabral. **Evidências de conectividade entre habitats costeiros tropicais através do estudo de peixes em fases iniciais do ciclo de vida**. 2012. 121 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Oceanografia Biológica). Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade federal de Pernambuco, Recife, 2012.

SILVA-FALCÃO, E. C.; SEVERI, W.; ARAÚJO, M. E. Spatial-temporal variation of *Achirus* larvae (Actinopterygii: Achiridae) in mangrove, beach and reef habitats in north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 2, p. 381-388, 2013.

SILVANO, R. A. M.; MacCORD, P. F. L.; LIMA, R. V.; BEGOSSI, A. When does this fish spawn? Fishermen's local knowledge of migration and reproduction of Brazilian coastal fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 76, p. 371-386, 2006.

SOLARI, A.; JAUREGUIZAR, A. J.; MILESSI, A. C.; GARCÍA, M. L. Fish assemblages in a small temperate estuary on the Argentinian coast: spatial variation, environmental influence and relevance as nursery area. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n. 3, p. 181-194, 2015.

SOSA-LÓPEZ, A.; MOUILLOT, D.; RAMOS-MIRANDA, J.; FLORES-HERNANDEZ, D.; CHI, T. D. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 52-61, 2007.

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

SPACH, H. L.; FÉLIX, F. C.; HACKRADT, C. W.; LAUFER, D. C.; MORO, P. S.; CATTANI, A. P. Utilização de ambientes rasos por peixes na Baía de Antonina, Paraná. **Biociências**, v. 14, p. 125-135, 2006.

SPACH, H. L.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, C.; SCHWARZ JR., R.; DE QUEIROZ, G. M. L. N. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, p. 47-58, 2004.

THIEL, R.; SEPULVEDA, A.; KAFEMANN, R.; NELL, W. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 46, p. 47-69, 1995.

TONINI, W. C. T.; BRAGA, L. G. T.; VILA-NOVA, D. L. D. Dieta de juvenis do robalo *Centropomus parallelus* Poey, 1860 no Sul da Bahia, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**,

São Paulo, v. 33, n. 1, p. 85-91, 2007.

VALESINI, F. J.; POTTER, I. C.; PLATELL, M. E.; HYNDES, G. A. Ichthyofaunas of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes. **Marine Biology**, v. 128, p.317-328, 1997.

VASCONCELOS, R. P.; HENRIQUES, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S.; CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. N. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 5, p. 1331-1341, 2015.

VASCONCELOS-FILHO, A. L.; OLIVEIRA, A. M. E. Composição e ecologia da ictiofauna do Canal de Santa Cruz (Itamaracá-PE, Brasil). **Trabalhos Oceanográficos da UFPE**, Recife, v. 27, n. 1, p. 101-113, 1999.

VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; MAIA, A.; FONSECA, V.; FRANÇA, S.; WOUTERS, N.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Nursery use patterns of commercially important marine fish species in estuarine systems along the Portuguese coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, p. 613-624, 2010.

VASCONCELOS-FILHO, A. L.; VIEIRA, D. A. N.; NEUMANN LEITÃO, S. Copepoda as food of young tropical estuarine fishes. **Tropical Oceanography**, v. 39, p. 133-141, 2011.

VEGA-CENDEJAS, M. E.; DE SANTILLANA, M. H. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 60, p. 285-299, 2004.

VENDEL, A. L.; LOPES, S. G.; SANTOS, C.; SPACH, H. L. Fish assemblages in a tidalflat. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, p. 233-242, 2003.

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, p. 489-499, 2012.

VIANA, A. P.; LUCENA FRÉDOU, F. Ichthyofauna as bioindicator of environmental quality in an industrial district in the amazon estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. 315-324, 2014.

VIANA, A. P.; LUCENA FRÉDOU, F.; FRÉDOU, T.; Torres, M. F.; Bordalo, A. O. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 467-486, 2010.

VILA-NOVA, D. A.; FERREIRA, C. E. L.; BARBOSA, F. G.; FLOETER, S. R. Reef fish hotspots as surrogates for marine conservation in the Brazilian coast. **Ocean & Coastal Management**, v. 102, p. 88-93, 2014.

VILAR, C. C.; SPACH, H. L.; JOYEUX, J. C. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 3, p. 635-648, 2011.

VILAR, C. C.; 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.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, p. 1512-1522, 2010.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNANDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Low functional  $\beta$ -diversity despite high taxonomic  $\beta$ -diversity among tropical estuarine fish communities. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, 2012.

WAGNER M. C.; AUSTIN H. M. Correspondence between environmental gradients and summer littoral fish assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. **Marine Ecology Progress Series**, v. 177, p. 197-212, 1999.

WAINWRIGHT, P. C.; BELLWOOD, D. R.; WESTNEAT, M. W. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 65, p. 47-62, 2002.

WAINWRIGHT, P. C.; HUSKEY, S. H.; TURINGAN, R. G.; CARROLL, A. M. Ontogeny of suction feeding capacity in snook, *Centropomus undecimalis*. **Journal of Experimental Zoology**, v. 305A, p. 246-252, 2006.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, p. 371-384, 1984.

WEBB, P. W. Function of the caudal fin in early fishes. *Copeia*, v. 1980, n. 3, p. 559-562, 1980.

WEBB, P. W. Body form, locomotion and foraging in aquatic vertebrates. **American Zoologist**, v. 24, p. 107-120, 1984.

WHITFIELD, A. K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 9, p. 151-186, 1999.

WHITFIELD, A. K. Why are there so few freshwater fish species in most estuaries? **Journal of Fish Biology**, v. 86, n. 4, p. 1227-1250, 2015.

WINNER, B. L.; BLEWETT, D. A.; McMICHAEL Jr., R. H.; GUENTHER, C. B. Relative Abundance and Distribution of Common Snook along Shoreline Habitats of Florida Estuaries. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 139, p. 62-79, 2010.

WILGA, C. D.; LAUDER, G. V. Locomotion in sturgeon: function of the pectoral fins. **Journal of Experimental Biology**, v. 202, p. 2413-2432, 1999.

WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, v. 142, p. 284-295, 2005.

WINEMILLER, K. O. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. **Ecological Monographs**, v. 61, n. 4, p. 343-365, 1991.

XAVIER, J. H. A.; CORDEIRO, C. M.; TENÓRIO, G. D.; DINIZ, A. F.; PAULO JÚNIOR, E. P. N.; ROSA, R.; ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection



Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 109-122, 2012.

YOKOTA, L.; LESSA, R. P. A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 75, p. 349-360, 2006.

YOON, J.; JANG, M.; JO, H.; JEONG, K.; KIM, G.; JOO, G. Changes of fish assemblages after construction of an estuary barrage in the lower Nakdong River, South Korea. **Limnology**, v. 17, p. 183-197, 2016.

ZAHORCSAK, P.; SILVANO, R. A. M.; SAZIMA, I. Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, 511-518, 2000.

ZANELLA, M. E. As características climáticas e os recursos hídricos do Estado do Ceará. *In*: BORZACCHIELLO, J.; CAVALCANTE, T.; DANTAS, E. (Org.) **Ceará: um novo olhar geográfico**. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, 2005. p. 169 -188.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 2010.

ZEE – **Zoneamento Ecológico e Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará**: caracterização das condições físico-químicas dos estuários do estado do Ceará. Fortaleza, Governo do Estado do Ceará: UFC/SEMACE/LABOMAR, 2005a.

ZEE – **Zoneamento Ecológico e Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará**: ictiofauna dos estuários do estado do Ceará. Fortaleza, Governo do Estado do Ceará: UFC/SEMACE/LABOMAR, 2005b.

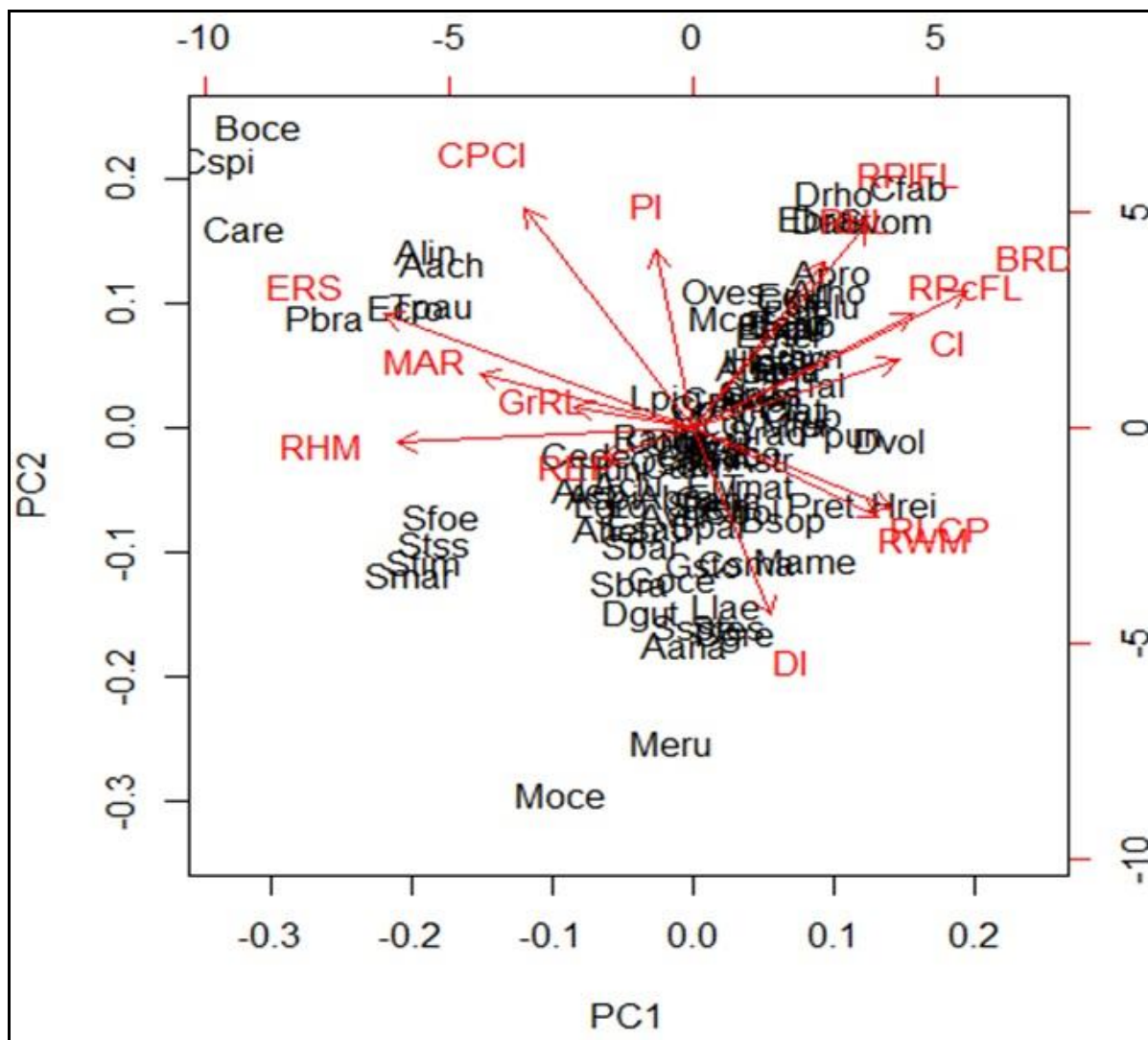
**APÊNDICE A – Número e tamanho dos indivíduos das espécies coletadas (em milímetros: média e desvio-padrão do comprimento-padrão) nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.**

Espécie	Choró		Curu		Pacoti	
	N	M ± dp	N	M ± dp	N	M ± dp
<i>Achirus achirus</i>	34	58,7 ± 34,3	17	36,3 ± 10,3	41	36,6 ± 12,2
<i>Achirus lineatus</i>	44	47,7 ± 14,8	61	40,9 ± 10,1	34	38,3 ± 12,1
<i>Albula vulpes</i>			2	90,1 ± 26,5		
<i>Anableps anableps</i>			4	140,5 ± 10,4		
<i>Anchoa hepsetus</i>	51	48,6 ± 4,9				
<i>Anchoa spinifer</i>	83	42,7 ± 5,2	4	35,6 ± 4,9		
<i>Anchovia clupeioides</i>	307	66,5 ± 19,1	14	77,9 ± 15,4	18	75,7 ± 19,9
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	1	32,4				
<i>Antennarius striatus</i>	1	65,0				
<i>Archosargus probatocephalus</i>			5	63,9 ± 6,8		
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	4	68,2 ± 15,9	16	59,9 ± 8,4	1	53,2
<i>Astyanax</i> sp.	1	30,1				
<i>Astyanax bimaculatus</i>			10	52,3 ± 4,4	1	48,2
<i>Atherinella brasiliensis</i>	822	63,7 ± 13,5	985	65,2 ± 14,6	768	68,1 ± 12,8
<i>Bathygobius soporator</i>	37	68,4 ± 14,3	28	73,7 ± 11,3	31	59,0 ± 13,2
<i>Batrachoides surinamensis</i>	2	76,3 ± 1,6	2	241,0 ± 80,6		
<i>Bothus ocellatus</i>	3	75,8 ± 25,3				
<i>Caranx latus</i>	33	50,2 ± 11,2	37	41,8 ± 9,9	38	44,2 ± 9,9
<i>Cathorops arenatus</i>	2	93,4 ± 8,6				
<i>Cathorops spixii</i>	29	76,8 ± 19,8	19	113,3 ± 54,9	9	99,9 ± 44,9
<i>Centropomus parallelus</i>	13	111,0 ± 23,4	15	114,1 ± 45,0	85	75,7 ± 38,5
<i>Cetengraulis edentulus</i>	26	77,5 ± 11,5	2	83,2 ± 8,8		
<i>Chaetodipterus faber</i>	10	46,8 ± 12,6	3	73,3 ± 26,5	4	44,5 ± 17,4
<i>Chilomycterus antennatus</i>	1	71,5				
<i>Citharichthys arenaceus</i>	8	77,7 ± 12,8			6	91,1 ± 22,6
<i>Citharichthys spilopterus</i>	121	71,2 ± 16,9	29	67,6 ± 24,9	93	68,5 ± 17,3
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	6	22,1 ± 4,3	1	36,6	3	24,5 ± 2,4
<i>Ctenogobius smaragdus</i>			1	88,5	2	39,3 ± 1,8
<i>Cynoscion acoupa</i>					9	75,2 ± 20,5
<i>Dactylopterus volitans</i>					1	196,0

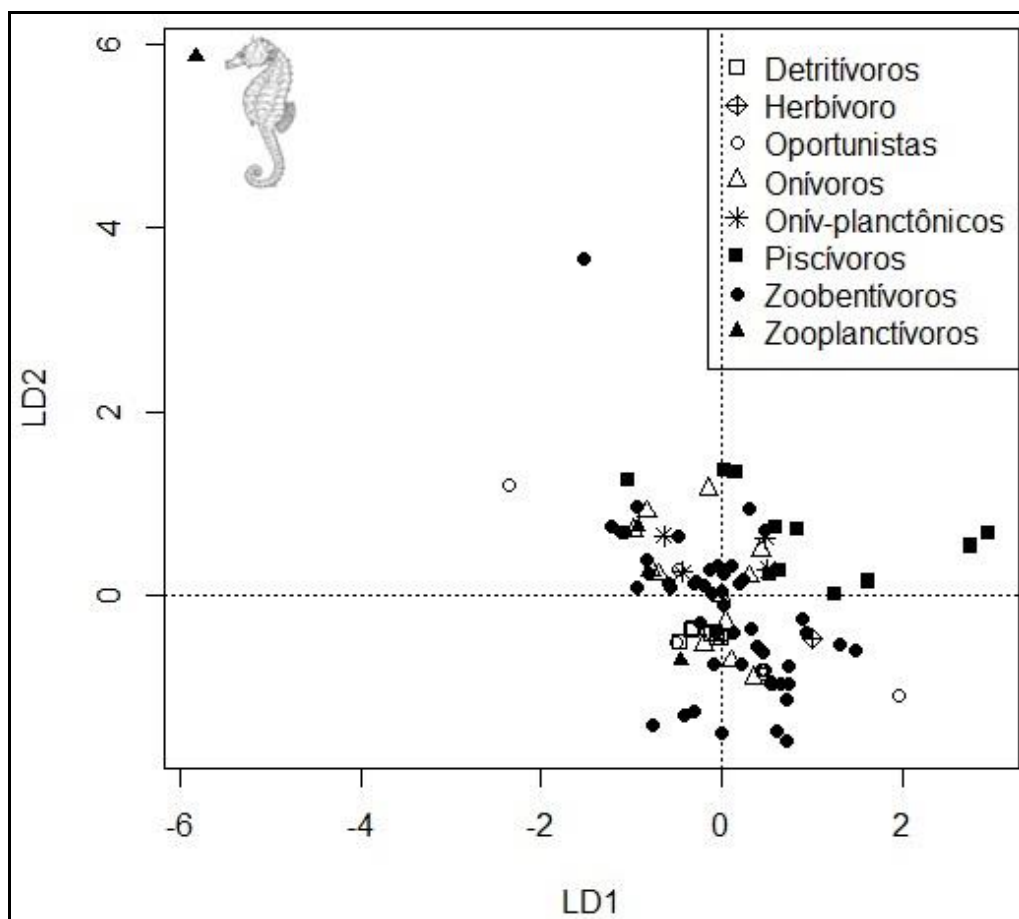
<i>Dasyatis guttata</i>	3	26,5 ± 2,1			4	403,8 ± 107,9
<i>Diapterus auratus</i>	115	51,5 ± 15,6	127	49,8 ± 20,4	360	46,5 ± 20,1
<i>Diapterus rhombeus</i>	92	60,7 ± 11,2	57	54,1 ± 11,8	71	65,7 ± 14,9
<i>Elops saurus</i>	7	136,8 ± 25,0			36	96,1 ± 19,7
<i>Etropus crossotus</i>					1	60,1
<i>Eucinostomus argenteus</i>	814	52,5 ± 11,8	1514	51,3 ± 13,2	1025	48,2 ± 13,6
<i>Eucinostomus gula</i>	61	64,8 ± 5,8	48	72,0 ± 8,9	8	63,9 ± 8,1
<i>Eucinostomus havana</i>	7	69,2 ± 12,8	3	77,4 ± 1,9	12	71,6 ± 12,6
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	31	67,2 ± 6,9	20	73,9 ± 9,1	17	55,8 ± 21,7
<i>Eugerres brasiliensis</i>	53	73,0 ± 13,4	27	84,5 ± 23,0	15	85,3 ± 12,9
<i>Evorthodus lyricus</i>					4	40,5 ± 7,5
<i>Genyatremus luteus</i>	4	64,0 ± 13,8				
<i>Gobionellus oceanicus</i>	118	91,4 ± 34,4	58	117,3 ± 38,0	70	82,1 ± 32,6
<i>Gobionellus stomatus</i>	10	99,2 ± 39,6	46	80,5 ± 11,5	32	66,8 ± 11,4
<i>Haemulon parra</i>	1	79,4	4	69,1 ± 5,0		
<i>Hippocampus reidi</i>	3	78,3 ± 33,2	6	58,6 ± 20,4	1	79,8
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	2	136,5 ± 62,2	29	133,0 ± 34,7	33	132,0 ± 28,4
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	1	131,3				
<i>Lile piquitinga</i>	143	58,1 ± 10,4	1181	60,4 ± 10,2	802	49,4 ± 12,2
<i>Lutjanus alexandrei</i>	11	42,5 ± 21,1	15	44,8 ± 24,3	10	43,6 ± 17,5
<i>Lutjanus analis</i>	27	75,2 ± 15,4	8	69,4 ± 20,7	13	51,6 ± 13,2
<i>Lutjanus apodus</i>	2	49,6 ± 28,0	3	56,7 ± 16,7	8	91,4 ± 37,3
<i>Lutjanus griseus</i>	10	62,7 ± 15,8	18	59,0 ± 23,2	14	58,3 ± 17,9
<i>Lutjanus jocu</i>	1	72,2				
<i>Lutjanus synagris</i>					1	32,6
<i>Lycengraulis grossidens</i>	254	46,8 ± 15,0	138	49,4 ± 12,0	108	41,5 ± 17,8
<i>Menticirrhus americanus</i>	2	113,4 ± 12,3				
<i>Micrognathus erugatus</i>			1	56,7		
<i>Micropogonias furnieri</i>	2	85,7 ± 16,4	4	54,7 ± 23,1	18	64,8 ± 24,7
<i>Moenkhausia costae</i>	1	41,1			1	43,2
<i>Mugil curema</i>	424	84,3 ± 28,8	488	93,4 ± 33,1	332	66,8 ± 31,5
<i>Mugil curvidens</i>	42	93,2 ± 9,0	16	102,6 ± 21,7	2	71,2 ± 6,0
<i>Mugil liza</i>	6	154,0 ± 13,0				
<i>Mugil rubrioculus</i>	38	93,9 ± 23,5	7	135,4 ± 18,5	5	144,4 ± 30,1
<i>Mycteroperca bonaci</i>	1	24,2				
<i>Myrichthys ocellatus</i>	3	356,7 ± 53,9	4	434,7 ± 28,5	1	400,0

<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	1	81,6				
<i>Oligoplites palometa</i>	5	63,3 ± 27,7	3	58,1 ± 50,1	83	41,0 ± 13,7
<i>Oligoplites saurus</i>	7	79,2 ± 24,8	4	36,8 ± 30,3	6	63,7 ± 14,0
<i>Opisthonema oglinum</i>	108	74,4 ± 5,0			51	79,1 ± 6,7
<i>Orthopristis ruber</i>					1	98,8
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	1	162,0	2	100,0 ± 3,8		
<i>Poecilia reticulata</i>					1	30,2
<i>Polydactylus virginicus</i>					1	99,7
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	21	79,2 ± 10,4	9	101,7 ± 16,7	8	84,3 ± 19,7
<i>Prionotus punctatus</i>	1	66,3			1	77,9
<i>Rhinosardinia amazonica</i>	129	60,5 ± 7,5	36	49,6 ± 4,8		
<i>Sciades herzbergii</i>	46	107,6 ± 44,5	16	134,1 ± 59,2	13	141,9 ± 87,2
<i>Sciades parkeri</i>	40	85,4 ± 31,5	3	68,8 ± 16,6	4	75,7 ± 28,1
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	1	70,4				
<i>Scorpaena plumieri</i>	7	67,2 ± 30,8			1	68,8
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	2	29,3 ± 1,4				
<i>Selene vomer</i>	6	74,5 ± 18,4	2	29,4 ± 11,2	9	54,7 ± 17,7
<i>Sparisoma radians</i>	21	79,2 ± 24,5	15	57,2 ± 19,5	10	70,3 ± 25,7
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	79	49,2 ± 18,4	73	47,7 ± 14,1	397	42,2 ± 13,0
<i>Sphoeroides spengleri</i>	4	71,7 ± 6,0				
<i>Sphoeroides testudineus</i>	186	80,0 ± 45,1	101	96,2 ± 51,7	364	69,2 ± 34,2
<i>Sphyraena barracuda</i>			6	98,5 ± 25,2	20	115,8 ± 30,3
<i>Stellifer naso</i>					11	63,4 ± 14,1
<i>Strongylura marina</i>	14	211,6 ± 51,1	11	230,4 ± 18,5	18	226,6 ± 43,7
<i>Strongylura timucu</i>	2	277,0 ± 12,0	4	324,8 ± 39,1	32	223,9 ± 49,8
<i>Symphurus tessellatus</i>	5	114,0 ± 44,3			5	92,7 ± 40,5
<i>Syngnathus pelagicus</i>	3	60,6 ± 18,3	3	73,3 ± 7,6	1	87,6
<i>Synodus foetens</i>	3	144,9 ± 15,2				
<i>Thalassophryne nattereri</i>					2	74,2 ± 26,9
<i>Trachinotus falcatus</i>	1	74,2	3	86,9 ± 33,9	1	76,2
<i>Trinectes paulistanus</i>	11	70,4 ± 10,6	1	116,1	2	62,5 ± 2,6
<i>Ulaema lefroyi</i>	14	46,6 ± 13,3	8	51,9 ± 18,9	12	40,8 ± 11,2

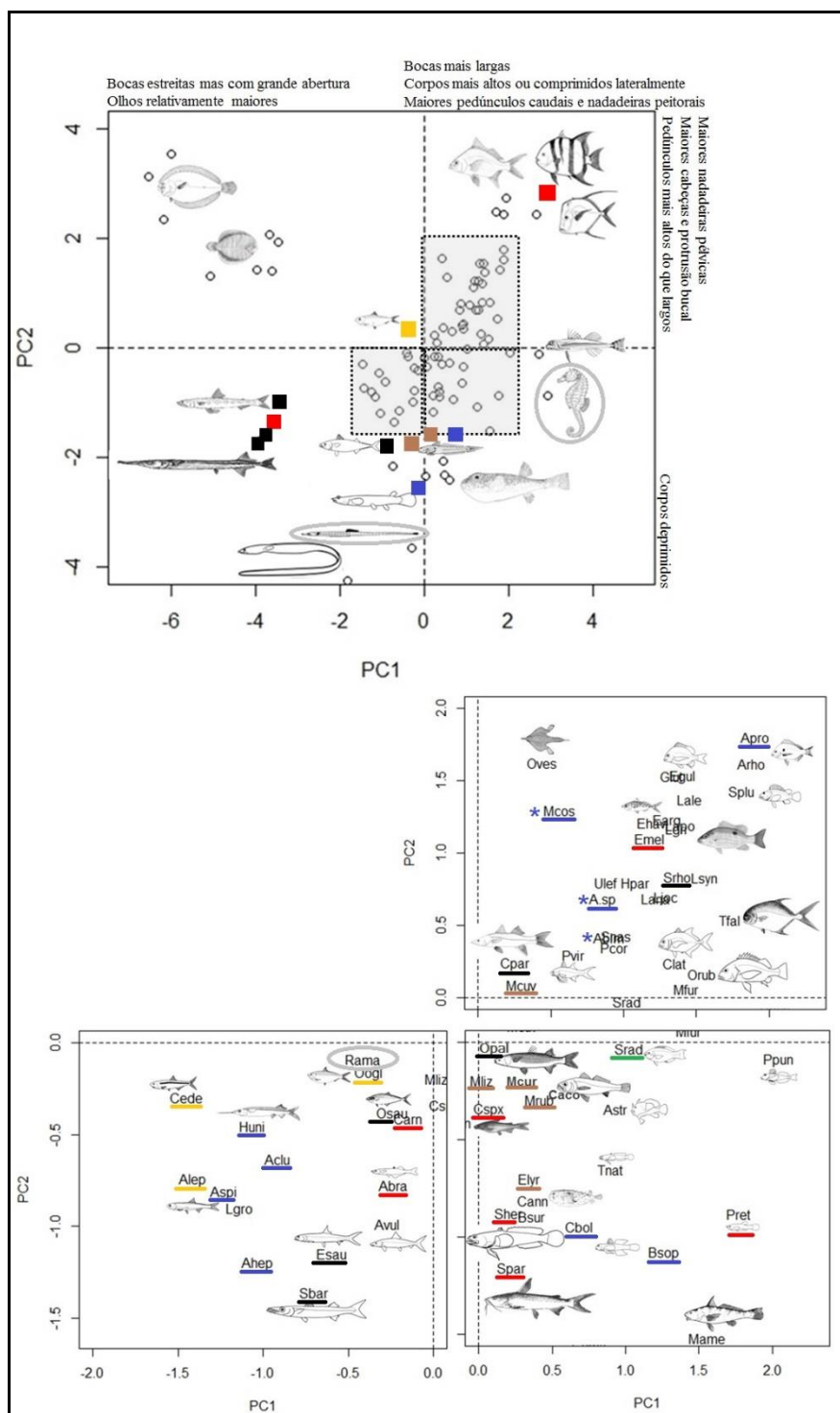
**APÊNDICE B – Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais indicando os vetores dos traços funcionais para as 96 espécies medidas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. Variância explicada: PC1 = 25,9% PC2= 14,5%. Códigos pretos são as abreviações das espécies de peixes. Códigos vermelhos são os traços funcionais. Os significados códigos estão disponíveis nas tabelas 12, 13 e 14.**



**APÊNDICE C – Diagrama da Análise Discriminante Canônica para os índices ecomorfológicos dos grupos formados pelas guildas tróficas dos peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. Variância explicada: LD1: 39,5% LD2: 26,8%.**

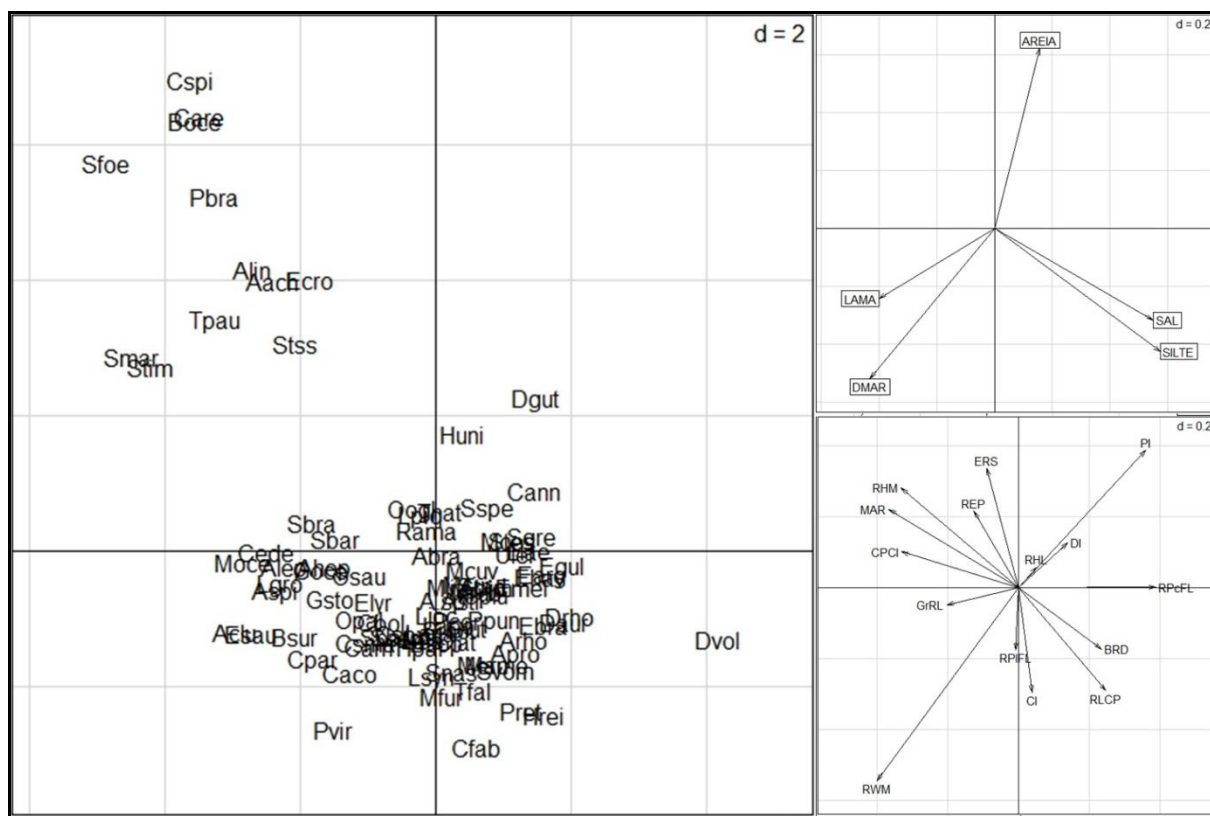


**APÊNDICE D – Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais indicando os vetores dos traços funcionais para as 96 espécies medidas nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti, indicando detritívoros (marrom), herbívoro (verde), onívoros (azul), onívoro-planctônicos (laranja), oportunistas (vermelho), piscívoros (preto), zooplactívoros (circulados em cinza) e zoobentívoros (não identificados por cores). Asterisco azul indicam o grupo dos onívoros dulcícolas. Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.**



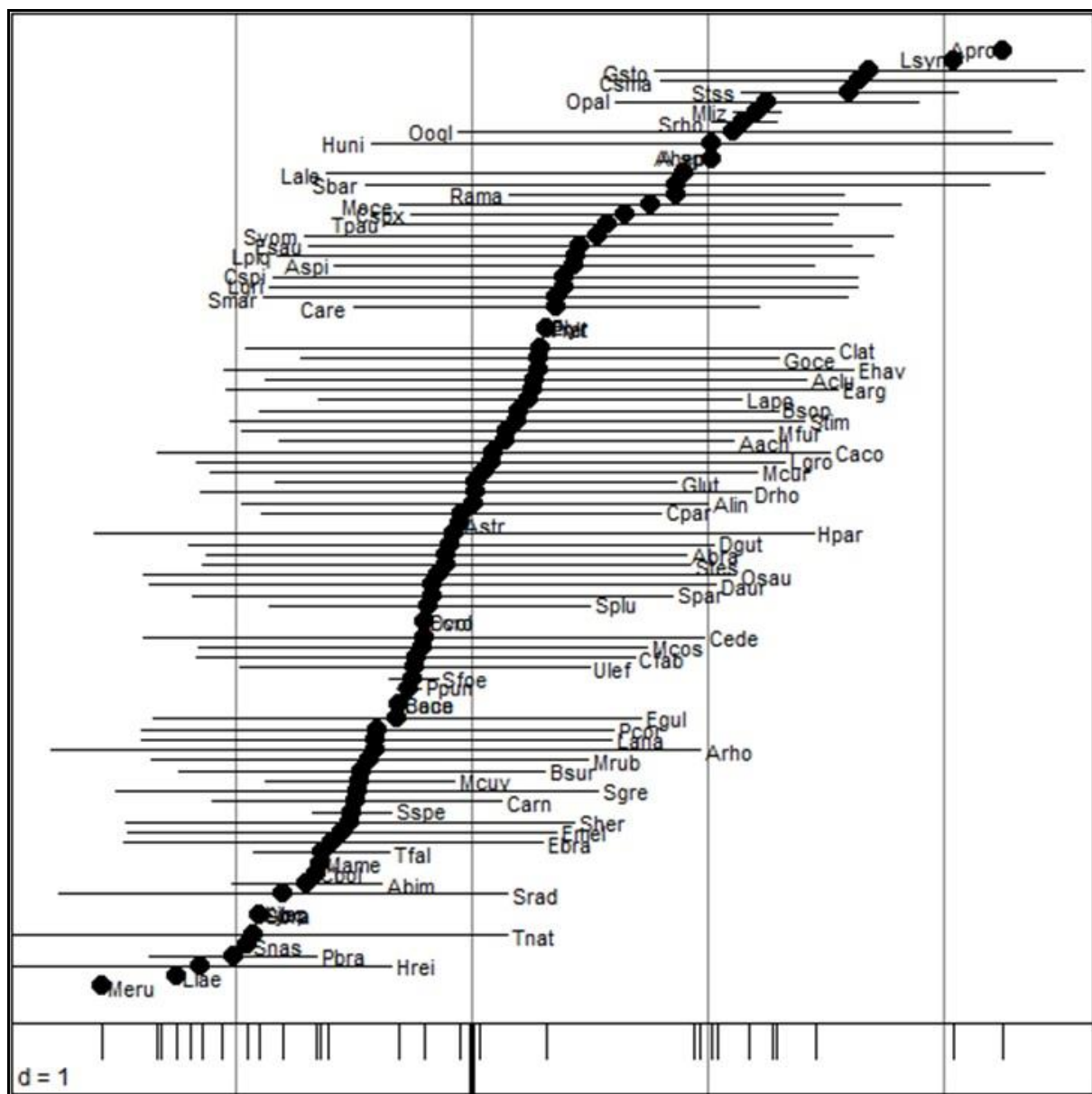
**APÊNDICE E – Ordenação dos escores da RLQ das variáveis ambientais (incluindo areia) e traços funcionais das espécies de peixes dos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti. RLQ1: 72,4%, RLQ2: 19,7%. Os códigos das espécies estão disponíveis na**

**Tabela 13.**





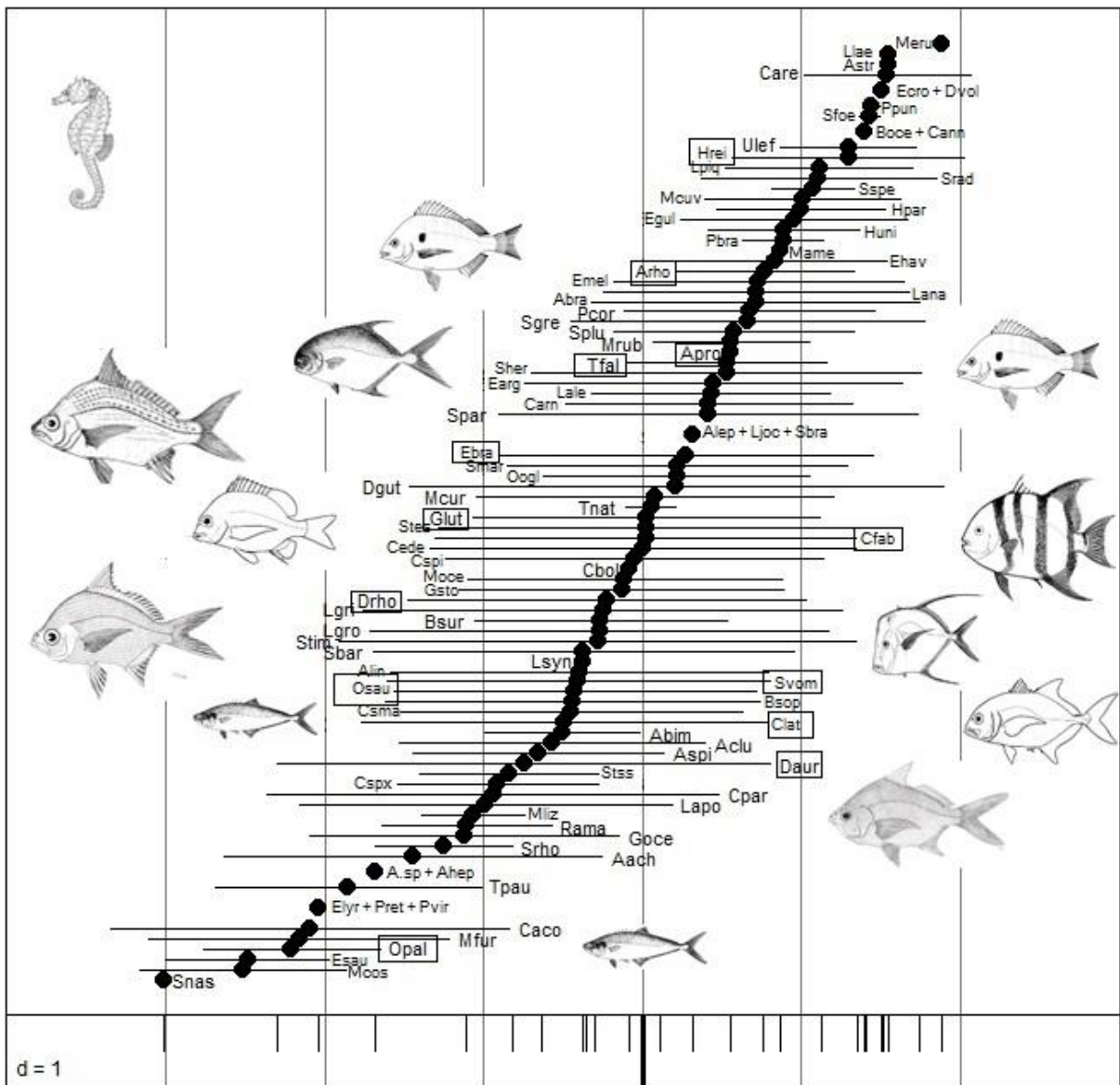
APÊNDICE F – Posição média da ocorrência das espécies ao longo do ambiente estuarino (círculos pretos). Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 2 da RLQ: 25,0%). Significados dos códigos das espécies na tabela 13.



← montante

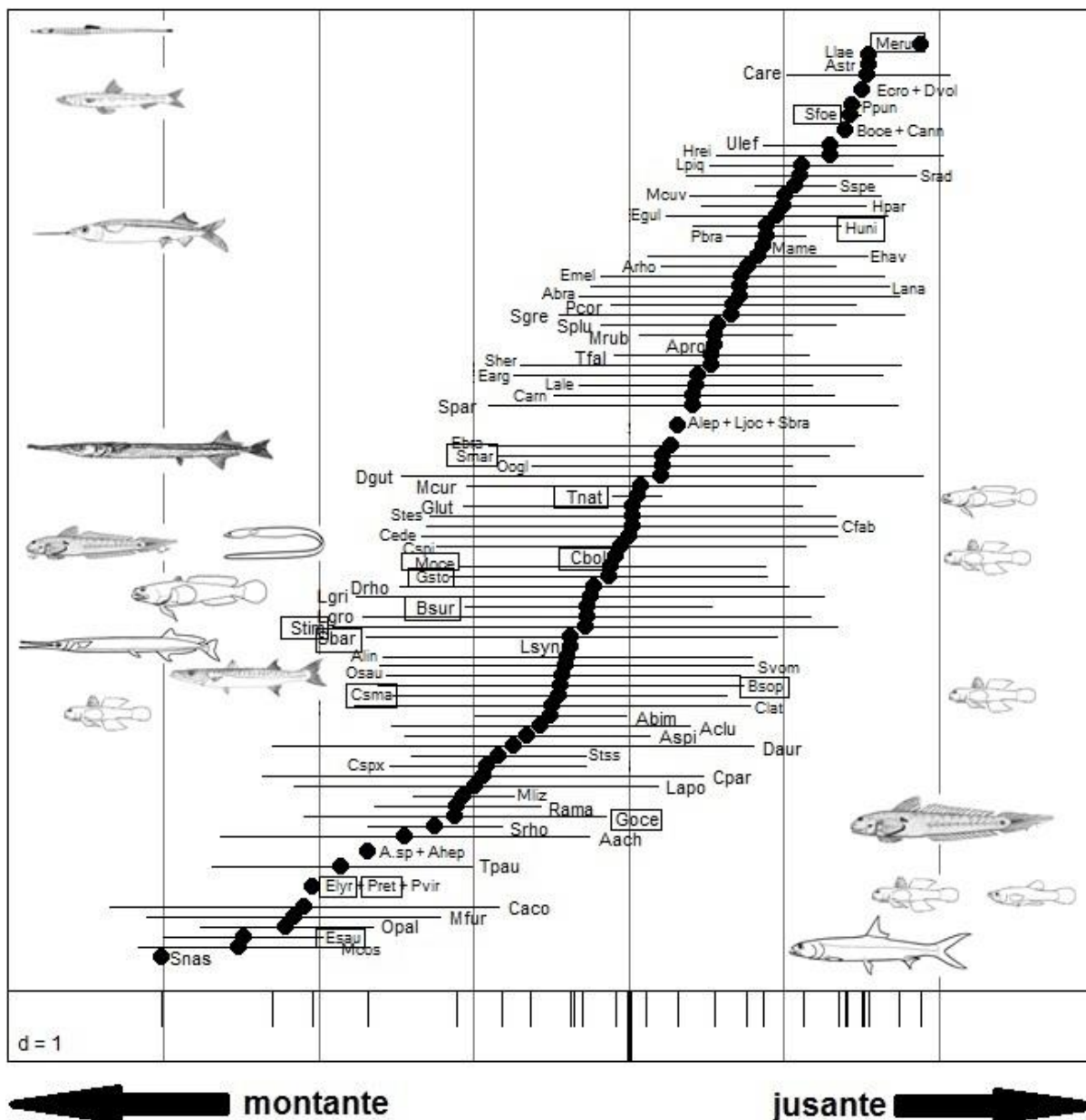
→ jusante

**APÊNDICE G – Posição média da ocorrência das espécies para os diferentes morfotipos capturados nos estuários dos rios Choró, Curu e Pacoti.**

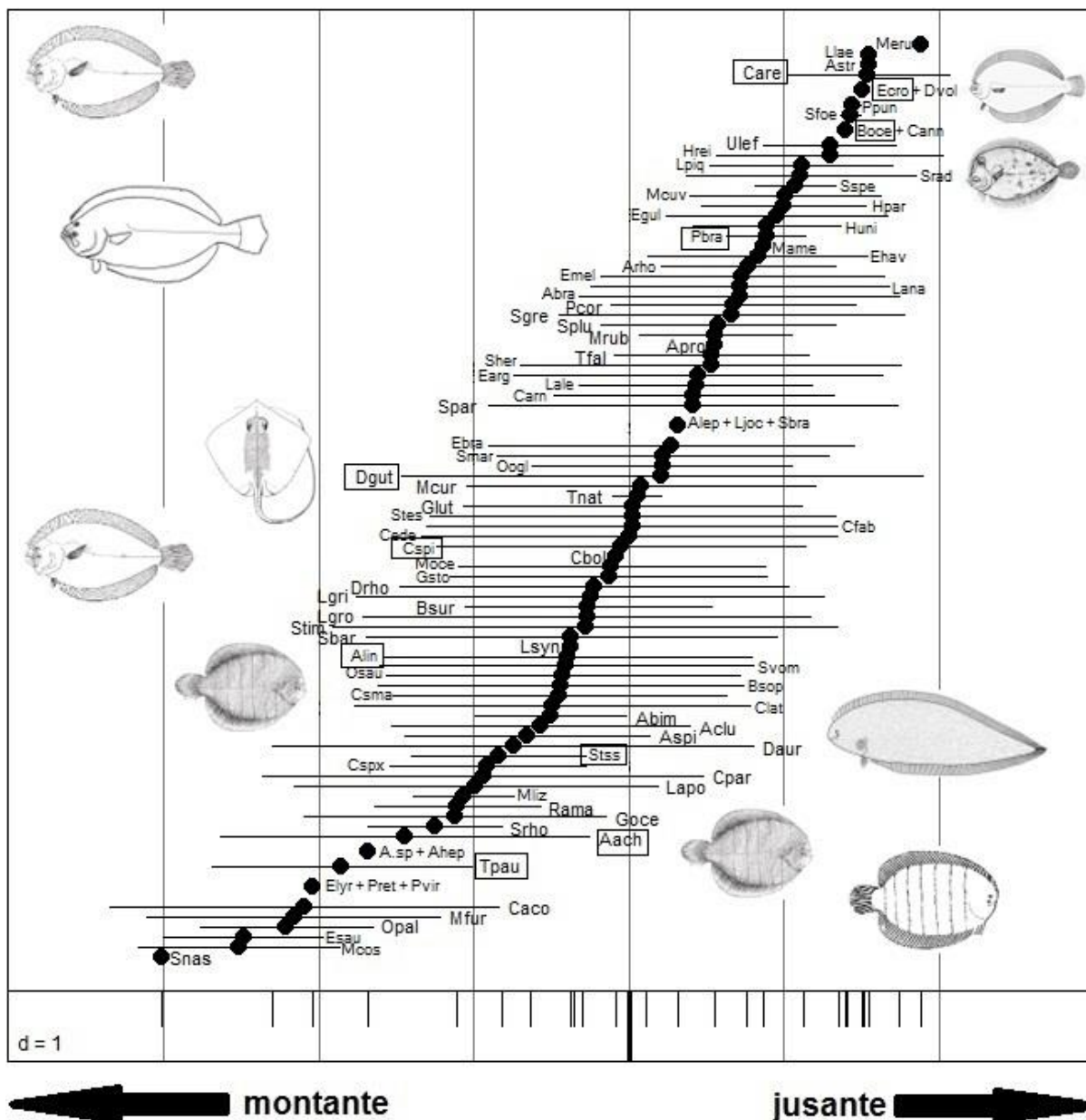


montante
jusante

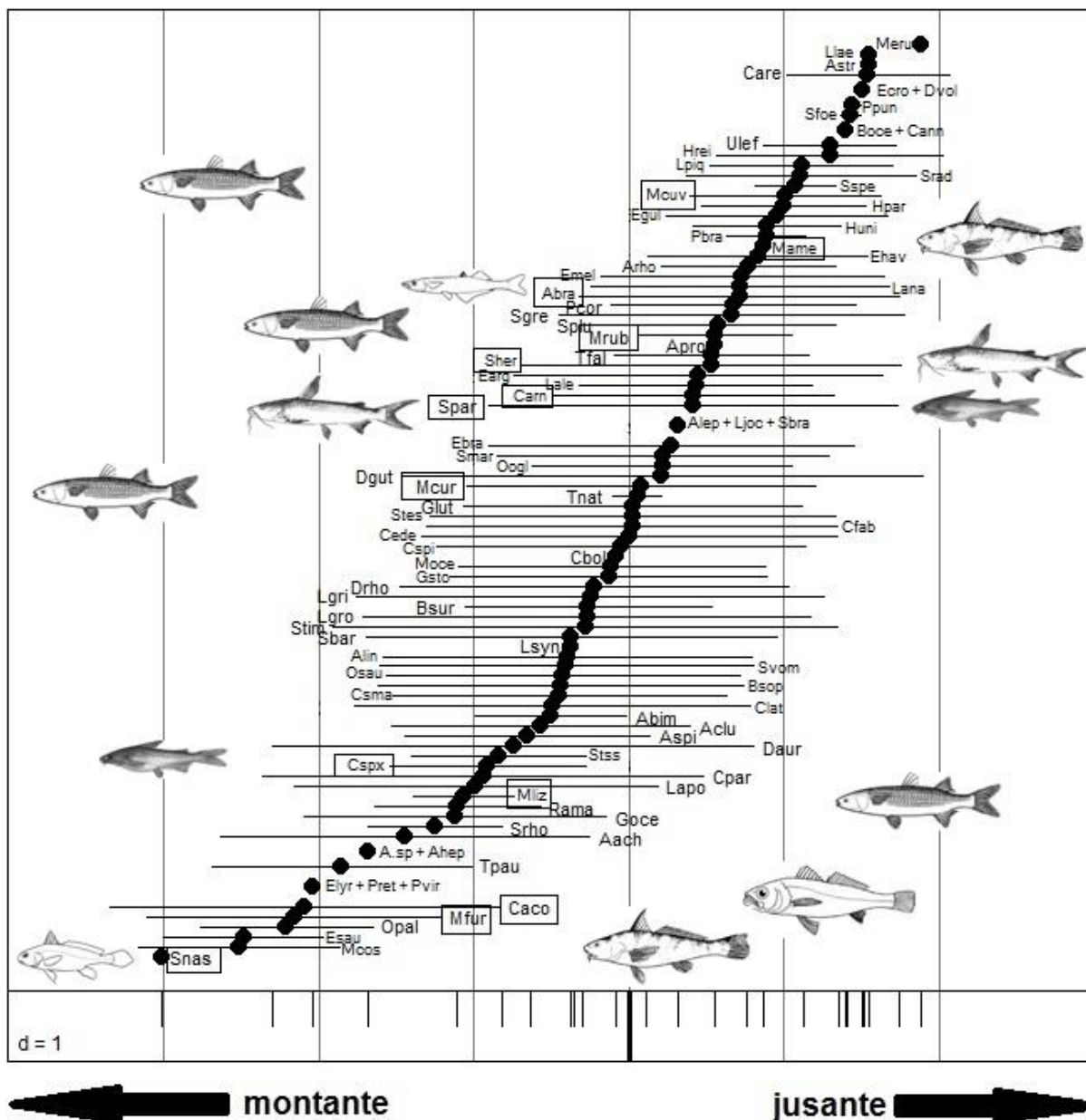
Posição média da ocorrência das espécies de corpo alto e/ou comprimido lateralmente indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.



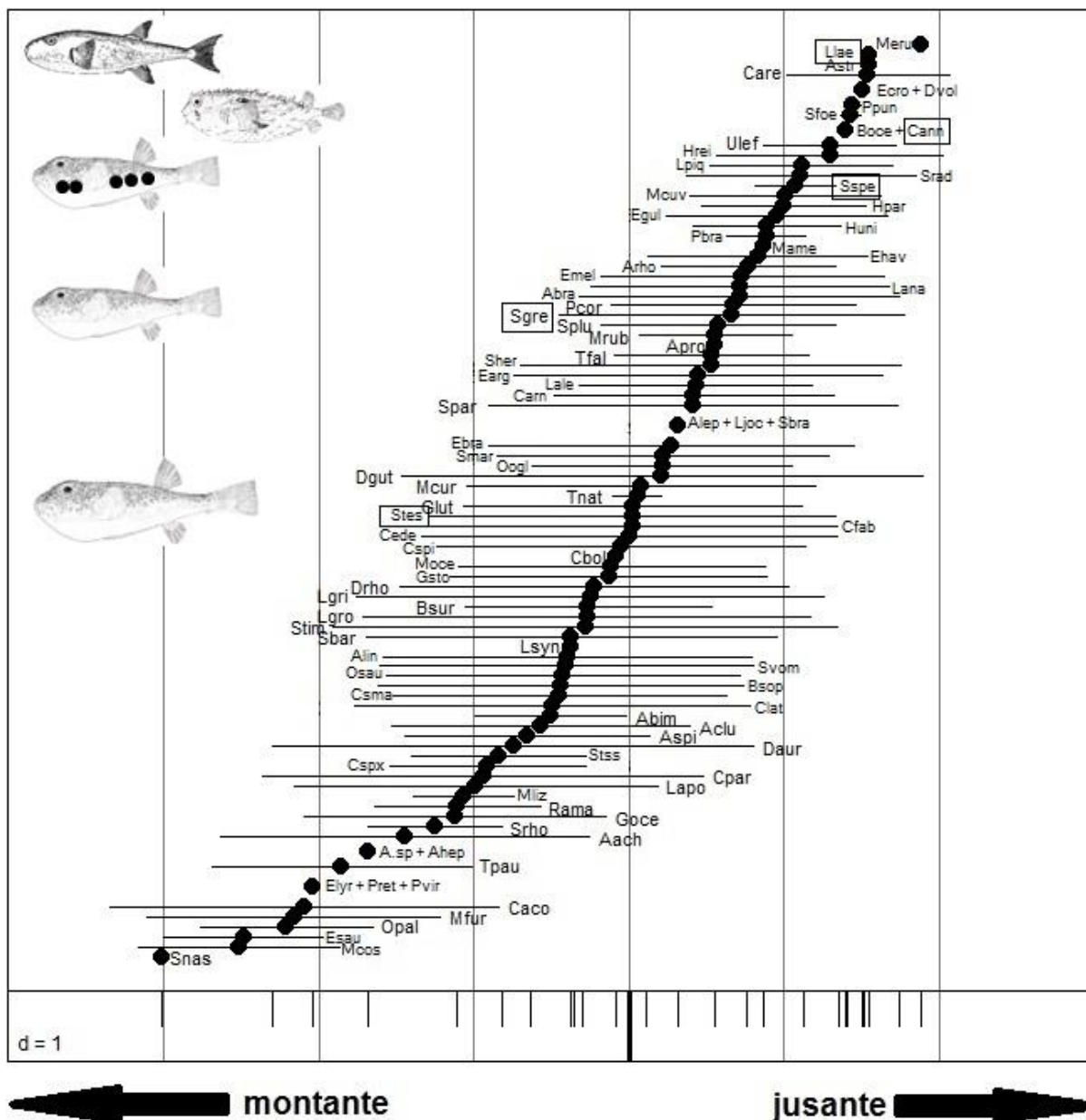
Posição média da ocorrência das espécies de corpo alongados e/ou deprimidos indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.



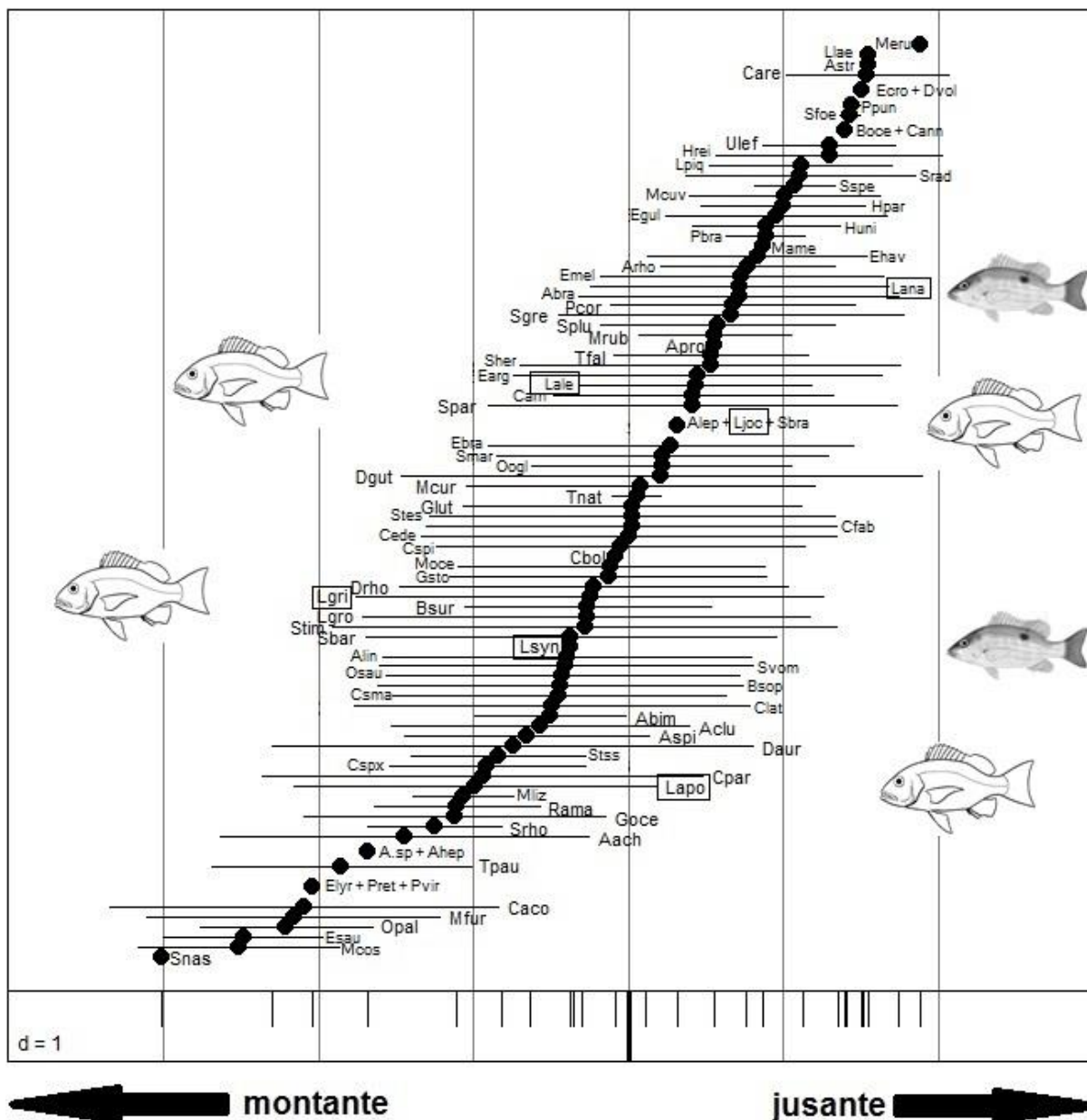
Posição média da ocorrência das espécies de raia e Pleuronectiformes (linguados) indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.



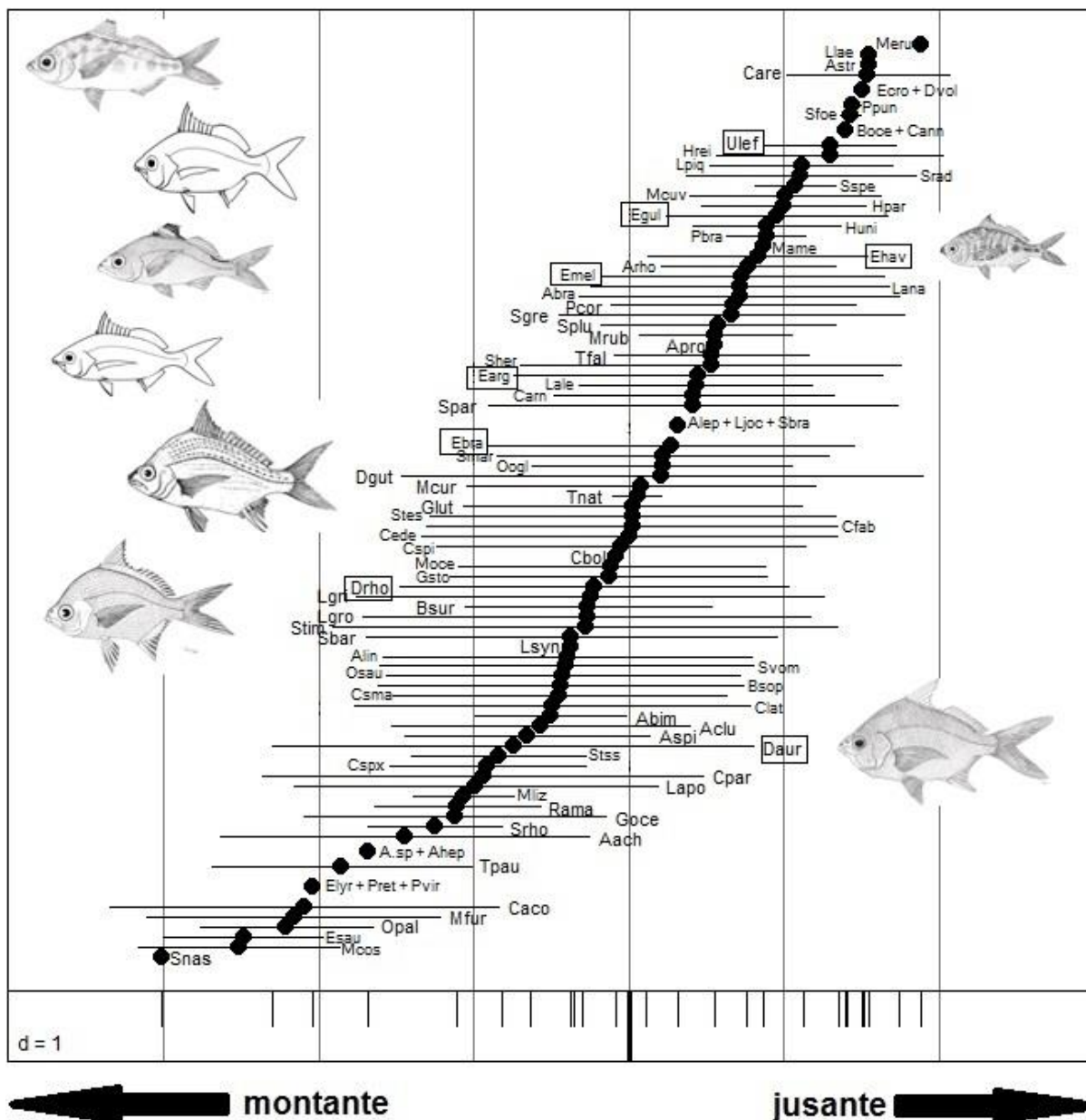
Posição média da ocorrência das espécies de corpo fusiforme indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.



Posição média da ocorrência das espécies de Tetraodontiformes (baiaucus) indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.

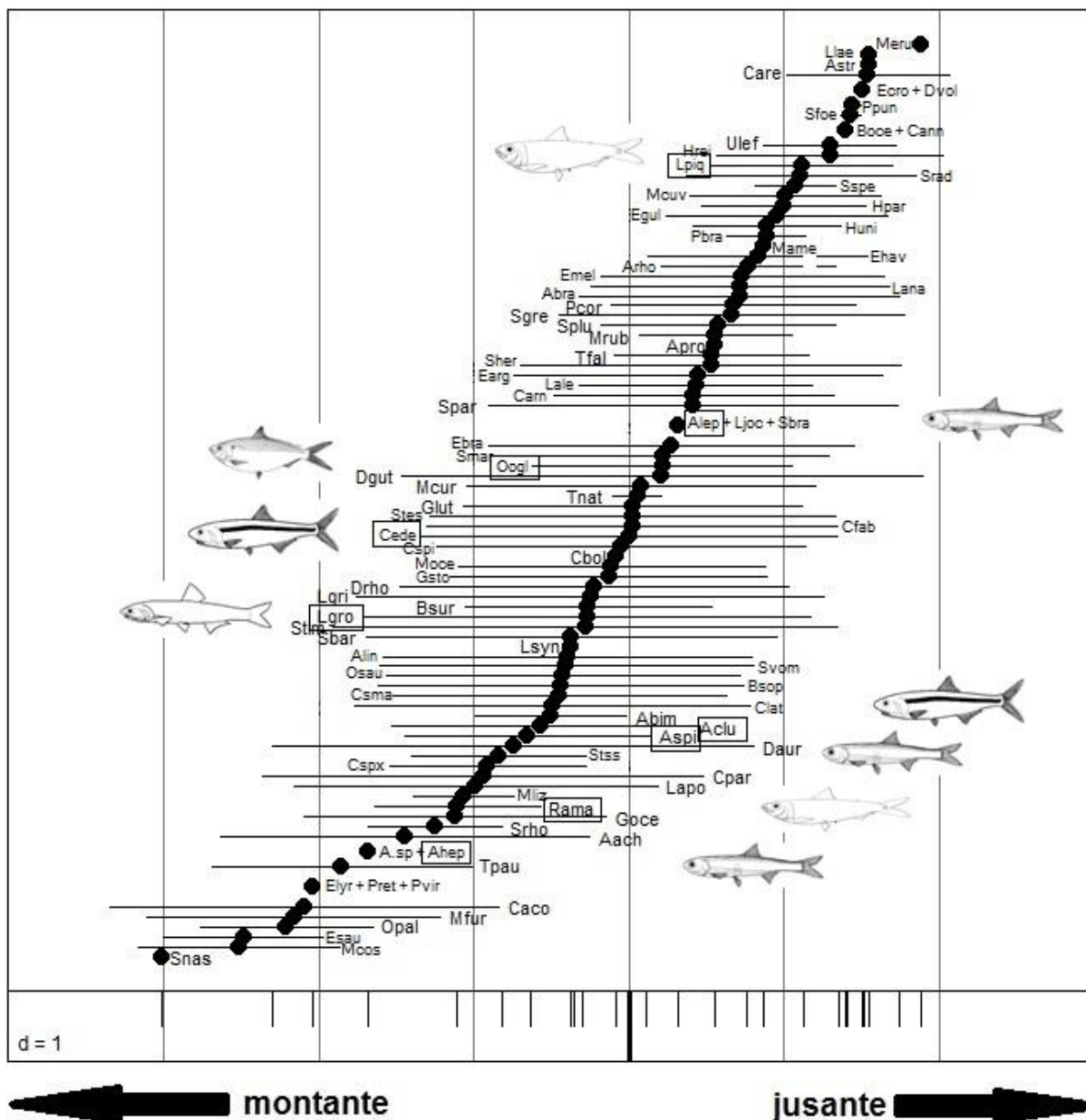


Posição média da ocorrência das espécies de Lutjanidae indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.



Posição média da ocorrência das espécies de Gerreidae indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.





Posição média da ocorrência das espécies de Clupeiformes (Clupeidae e Engraulidae) indicadas pelos códigos em retângulos. Barras horizontais indicam o desvio-padrão da posição média das espécies, e barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada ponto de amostragem ao longo dos estuários (eixo 1 da RLQ: 66,3%). Os códigos das espécies estão disponíveis na Tabela 13.

**APÊNDICE H – Parâmetros de nicho para as espécies de peixes dos estuários: grau de especialização de nicho ou marginalidade (omi), índice de tolerância ou largura de nicho (tol) e tolerância residual (rtol). Códigos das espécies disponíveis na tabela 13.**

<b>Espécie</b>	<b>Inércia</b>	<b>omi</b>	<b>tol</b>	<b>rtol</b>	<b>omi (%)</b>	<b>tol (%)</b>	<b>rtol (%)</b>	<b>P valor</b>
Aach	5,540	2,174	1,402	1,964	39,2	25,3	35,4	<b>0,001</b>
Alin	4,266	0,338	1,148	2,781	7,9	26,9	65,2	0,281
Ahep	4,290	4,290	0	0	100	0	0	0,447
Aspi	2,552	0,616	1,297	0,639	24,1	50,8	25,1	0,559
Aclu	3,058	0,450	1,563	1,045	14,7	51,1	34,2	0,399
Alep	1,365	1,365	0	0	100	0	0	0,941
Astr	2,818	2,818	0	0	100	0	0	0,677
Apro	5,567	5,567	0	0	100	0	0	0,261
Arho	3,533	1,042	0,864	1,627	29,5	24,4	46,1	0,414
A.sp	4,290	4,290	0	0	100	0	0	0,442
Abim	1,662	1,094	0,051	0,517	65,8	3,1	31,1	0,918
Abra	4,086	0,540	1,020	2,526	13,2	25	61,8	<b>0,020</b>
Bsop	3,240	0,237	2,001	1,002	7,3	61,8	30,9	0,469
Bsur	1,982	0,460	0,313	1,208	23,2	15,8	61	0,866
Boce	2,308	2,308	0	0	100	0	0	0,810
Clat	3,908	0,332	2,225	1,351	8,5	56,9	34,6	0,312
Carn	1,966	0,629	0,799	0,538	32	40,7	27,3	0,799
Cspx	3,559	1,386	0,999	1,173	39	28,1	33	<b>0,045</b>
Cpar	4,726	1,415	1,617	1,694	29,9	34,2	35,8	0,289
Cede	3,763	0,293	0,597	2,873	7,8	15,9	76,4	0,905
Cfab	3,174	0,139	0,761	2,274	4,4	24	71,6	0,895
Cann	2,308	2,308	0	0	100	0	0	0,826
Care	5,217	3,569	0,595	1,053	68,4	11,4	20,2	0,072
Cspi	4,019	0,382	0,630	3,007	9,5	15,7	74,8	0,205
Cbol	0,730	0,730	0	0	100	0	0	1
Csma	5,254	3,000	0,236	2,018	57,1	4,5	38,4	0,074
Caco	9,388	5,629	1,498	2,261	60	16	24,1	<b>0,034</b>
Dvol	2,473	2,473	0	0	100	0	0	0,754
Dgut	5,225	0,489	0,657	4,079	9,4	12,6	78,1	0,556
Daur	5,184	0,629	2,046	2,509	12,1	39,5	48,4	0,113
Drho	3,356	0,089	0,926	2,341	2,6	27,6	69,8	0,827
Esau	8,801	6,570	0,206	2,024	74,7	2,3	23	<b>0,001</b>
Ecro	2,473	2,473	0	0	100	0	0	0,746
Earg	4,019	0,370	1,007	2,641	9,2	25,1	65,7	0,350
Egul	3,063	1,102	0,700	1,261	36	22,8	41,2	<b>0,013</b>
Ehav	3,442	0,886	0,098	2,459	25,7	2,8	71,4	0,377
Emel	3,159	0,856	1,172	1,130	27,1	37,1	35,8	<b>0,004</b>
Ebra	3,271	0,484	1,594	1,193	14,8	48,7	36,5	0,242
Elyr	5,324	5,324	0	0	100	0	0	0,316
Glut	2,224	0,061	0,090	2,073	2,7	4,1	93,2	1
Goce	4,139	1,362	0,948	1,829	32,9	22,9	44,2	<b>0,041</b>

Gsto	5,101	2,989	0,686	1,425	58,6	13,5	27,9	0,101
Hpar	3,909	1,112	0,413	2,384	28,5	10,6	61	0,601
Huni	4,397	1,835	0,821	1,741	41,7	18,7	39,6	0,312
Hrei	5,068	3,744	1,125	0,199	73,9	22,2	3,9	0,072
Llae	5,415	5,415	0	0	100	0	0	0,273
Lpiq	4,116	1,525	0,548	2,044	37	13,3	49,7	<b>0,041</b>
Lale	4,302	1,087	1,488	1,728	25,3	34,6	40,2	0,264
Lana	2,897	0,783	1,315	0,800	27	45,4	27,6	0,180
Lapo	3,862	1,183	1,829	0,850	30,6	47,4	22	0,348
Lgri	4,596	0,260	1,520	2,815	5,7	33,1	61,3	0,379
Ljoc	1,365	1,365	0	0	100	0	0	0,929
Lsyn	4,709	4,709	0	0	100	0	0	0,371
Lgro	4,293	0,213	1,047	3,034	4,9	24,4	70,7	0,636
Mame	1,453	1,453	0	0	100	0	0	0,890
Meru	7,263	7,263	0	0	100	0	0	0,149
Mfur	7,822	4,943	0,974	1,904	63,2	12,5	24,3	<b>0,001</b>
Mcos	9,037	6,759	0,871	1,407	74,8	9,6	15,6	<b>0,006</b>
Mcur	4,352	0,181	1,198	2,973	4,2	27,5	68,3	0,510
Mcuv	2,179	1,280	0,245	0,654	58,7	11,3	30	0,059
Mliz	2,934	2,742	0,027	0,165	93,5	0,9	5,6	0,133
Mrub	2,002	0,560	0,457	0,985	28	22,8	49,2	0,631
Moce	3,042	0,654	1,340	1,049	21,5	44	34,5	0,706
Opal	7,335	6,457	0,438	0,440	88	6	6	0,053
Osau	3,481	0,221	0,431	2,830	6,3	12,4	81,3	0,813
Oogl	3,734	1,439	1,038	1,257	38,5	27,8	33,7	0,490
Pbra	2,835	2,300	0,123	0,412	81,1	4,3	14,5	0,537
Pret	5,324	5,324	0	0	100	0	0	0,325
Pvir	5,324	5,324	0	0	100	0	0	0,325
Pcor	3,784	0,935	0,794	2,056	24,7	21	54,3	0,121
Ppun	2,367	2,353	0,001	0,013	99,4	0	0,5	0,398
Rama	2,935	2,003	0,607	0,325	68,2	20,7	11,1	0,192
Sher	3,635	0,570	1,832	1,234	15,7	50,4	33,9	0,309
Spar	4,586	0,666	1,436	2,484	14,5	31,3	54,2	0,349
Sbra	1,365	1,365	0	0	100	0	0	0,919
Splu	2,230	0,477	0,566	1,187	21,4	25,4	53,2	0,763
Svom	3,899	0,546	1,722	1,631	14	44,2	41,8	0,577
Srho	3,351	3,063	0,072	0,216	91,4	2,1	6,4	0,226
Srad	3,971	2,039	1,254	0,677	51,3	31,6	17,1	<b>0,010</b>
Sgre	3,708	0,799	2,003	0,907	21,5	54	24,5	0,342
Sspe	1,795	1,687	0,021	0,087	94	1,2	4,9	0,516
Stes	3,792	0,016	1,194	2,582	0,4	31,5	68,1	0,967
Sbar	4,731	0,991	2,021	1,719	21	42,7	36,3	0,212
Snas	11,898	11,898	0	0	100	0	0	<b>0,049</b>
Smar	4,538	0,546	0,473	3,519	12	10,4	77,5	0,443
Stim	5,416	0,497	0,811	4,107	9,2	15	75,8	0,613
Stss	4,065	3,326	0,050	0,688	81,8	1,2	16,9	<b>0,045</b>

Sfoe	2,424	2,406	0,004	0,015	99,2	0,2	0,6	0,491
Tnat	2,390	1,054	1,310	0,026	44,1	54,8	1,1	0,928
Tfal	1,497	0,793	0,082	0,621	53	5,5	41,5	0,672
Tpau	6,085	3,778	0,291	2,016	62,1	4,8	33,1	<b>0,006</b>
Ulef	2,767	1,911	0,260	0,596	69	9,4	21,6	<b>0,021</b>
<b>OMI médio</b>		<b>2,037</b>						<b>0,027</b>

**APÊNDICE I – Análise fourth-corner com as cinco variáveis ambientais (A,  $\alpha=0,026$ ) e sem argila (B,  $\alpha=0,029$ ).**

