



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA  
CURSO DE MESTRADO EM ZOOLOGIA**

**A INFLUÊNCIA DO AMBIENTE E DO ESPAÇO EM  
COMUNIDADES DE PEIXES ESTUARINOS DA  
ZONA COSTEIRA AMAZÔNICA**

**Bruno Ayres Santos**

**Orientador: Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag  
UFPA/ICB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, nível Mestrado, do Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Zoologia.

**BELÉM – PA  
2012**

**BRUNO AYRES SANTOS**

**INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA  
ESTRUTURAÇÃO DE ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ESTUARINOS DA ZONA  
COSTEIRA AMAZÔNICA**

**Banca avaliadora**

**Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag** (Orientador/Presidente)

Universidade Federal do Pará

**Dr. Francisco Gerson Araújo**

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

**Dr. Nelson Ferreira Fontoura**

Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

**Dr. Paulo de Tarso Chaves**

Universidade Federal do Paraná

**Dr. Ronaldo Angelini**

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

**Dr. Ronaldo Borges Barthem**

Museu Paraense Emílio Goeldi

**BELÉM, PARÁ**

**2012**

## DEDICATÓRIA

**A** *os meus pais, Paulo e Helena, por todo o incentivo, apoio e respeito as minhas decisões; Aos meus avôs, Iza e Manuel, pelo incentivo e apoio; A Thays Ribeiro, minha grande companheira que sempre esteve ao meu lado me incentivando; Ao meu tio José Márcio Ayres (em memória) que desde minha infância me incentivou a seguir seus passos.*

## **AGRADECIMENTOS**

À coordenação do curso de mestrado em Zoologia do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Universidade Federal do Pará (UFPA) pelo apoio durante o curso e instalações;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de estudo;

Ao amigo e orientador, Dr. Luciano “Miúdo” Montag (UFPA), que mais uma vez me aceitou como aluno nesses seis anos de convivência, dando críticas e sugestões pertinentes durante o desenvolvimento desse e de outros trabalhos;

Aos amigos Tiago Octavio Begot Ruffeil, Thiago A. P. Augusto Barbosa, Pedro Carneiro Marinho, Bruno Eleres Soares, Francisco Lucas Melo Correa do Nascimento que me ajudaram nas coletas de campo;

Ao grande amigo Batista, da comunidade de Salinópolis que foi a peça fundamental na logística de campo, que sem ele, nada deste trabalho poderia ter sido realizado;

Aos amigos Antônio, Pato, Cação, Júnior, Chicão e a todos da comunidade de Salinópolis que me ajudaram no suporte em Salinópolis;

Ao Bruno Eleres Soares pela grande ajuda na identificação dos exemplares;

Aos amigos do curso de mestrado e do Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados no ICB/UFPA pelas críticas e sugestões no desenvolvimento deste trabalho;

Ao amigo Dr. Leandro Juen (UFPA) pelas valiosas contribuições nas análises estatísticas;

Aos doutores Ronaldo Borges Barthem (MPEG), Marlúcia Bonifácio Martins (MPEG) e Cristiane de Paula Ferreira (UFPA), pelas sugestões e críticas durante a aula de qualificação;

Aos professores do curso de mestrado;

Ao amigo Luiz Carlos pela ajuda nas coletas e no transporte do barco para os locais de coleta;

A todos que contribuíram de alguma forma na realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>6</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>7</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>8</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>9</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>MATERIAL E METODOS .....</b>	<b>11</b>
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>16</b>
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>27</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>30</b>
<b>ANEXO.....</b>	<b>35</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1-** Precipitação média no município de Salinópolis (mm), Zona Costeira Amazônica, Brasil entre os anos de 2000-2010. As coletas foram realizadas nos meses de Março e Abril (pico do período de chuva) e setembro e outubro (pico do período de estiagem) de 2011. Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA).....12
- Figura 2 -** Localização da área de estudo (Baía de Salinópolis, município de Salinópolis (★), Zona Costeira Amazônica, Brasil), ilustrando as 33 estações de coleta da ictiofauna nos períodos de chuva e estiagem de 2011.....13
- Figura 3 –** Box-plot ilustrando o resultado do teste t realizado para as variáveis ambientais condutividade, salinidade, temperatura, profundidade e pH com seus respectivos valores médios, de desvio padrão e valores mínimos e máximos na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil nos períodos chuvoso e de estiagem de 2011.....17
- Figura 4–** Zonas de salinidade biológicas, segundo Monaco *et al.* (1990), expressas em partes por milhão (ppm) com as abundâncias relativas de suas respectivas espécies nos períodos de chuva e estiagem de 2011 na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil.....21
- Figura 4 (Cont.)-**Zonas de salinidade biológicas, segundo Monaco *et al.* (1990), expressas em partes por milhão (ppm) com as abundâncias relativas de suas respectivas espécies nos períodos de chuva e estiagem de 2011 na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil.....22
- Figura 5–** Representação gráfica da análise de DCA calculada com base na distância de Bray-Curtis para 33 estações de coleta nos períodos de chuva e estiagem de 2011. O círculo preenchido representa as estações de coleta do período de chuva; o triângulo vazado representa as estações de coleta do período de estiagem; a cruz representa a distribuição das espécies no espaço em relação às estações de coleta nos dois períodos.....24
- Figura 6-** Resultado da Análise de Redundância Parcial (RDAP) para 33 estações de coleta dentro da Baía de Salinópolis (Zona Costeira Amazônica, Brasil) nos períodos de chuva, estiagem e geral, ilustrando a influência dos fatores ambientais, espaciais e da associação destes dois fatores sobre a assembleia de peixes estuarinos.....25
- Figura 7 -** Diversidade Beta da assembleia de peixes estuarinos em função da distância para 528 pares de estações de coleta na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil, durante o período de chuva (A) e estiagem (B) de 2011.....26

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1** - Lista de táxons (em ordem alfabética) dos exemplares coligidos nas 33 estações de coleta com suas respectivas abundâncias absoluta (N) e relativa (%) na baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil nos períodos de chuva e estiagem de 2011. (\*) Espécies limnéticas.....18

**Tabela 2** - Resultado da rotina BioEnv para 33 estações de coleta na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil nos períodos de chuva e estiagem de 2011. Os valores em negrito destacam os modelos com maior Correlação de Spearman para cada período.....23

# INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA ESTRUTURAÇÃO DE ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ESTUARINOS DA ZONA COSTEIRA AMAZÔNICA

## RESUMO

Um dos objetivos do estudo da ecologia de comunidades de peixes é identificar e prever padrões de estruturação dessas assembleias em função das interações bióticas e abióticas que ocorrem dentro de um ecossistema. Especificamente na Zona Costeira Amazônica, há um crescente número de estudos sendo realizados sobre a influência de fatores abióticos e da localização espaço-sazonal na estruturação de assembleias de peixes estuarinos, no entanto estas influências têm sido avaliadas separadamente tornando restrito o entendimento da dinâmica das assembleias de peixes desses ambientes. Com isso, o objetivo deste estudo é identificar o padrão de estruturação espaço-sazonal da ictiofauna na Baía de Salinas relacionando descritores de assembleias de peixes com parâmetros ambientais e espaciais. As coletas foram sazonais (chuva e estiagem de 2011) dentro da Baía de Salinópolis utilizando métodos tradicionais (malhadeiras) de coleta de peixes. Foi coletado um total de 1.293 exemplares, distribuídos em 67 espécies e 27 famílias. As espécies *Cathorops spixii* (n = 121) e *Cathorops agassizii* (n = 201) foram as mais abundantes durante a chuva e durante a estiagem, as espécies *Cathorops agassizii* (n = 118) e *Genyatremus luteus* (n = 72) foram as mais abundantes. Os resultados mostraram as assembleias de peixes entre o período de chuva e estiagem se mostraram semelhantes em termos de abundância e composição de espécies. O ambiente e a localização geográfica não influenciam a estruturação das assembleias de peixes estuarinos neotropicais, sugerindo que a estruturação da assembleia se dê de forma aleatória, seguindo o padrão de modelos nulos de distribuição.

**Palavras-chave:** Amazônia, Modelo Nulo, aleatório, Salinópolis.

# THE INFLUENCE OF ENVIRONMENT AND SPACE STRUCTURING ESTUARINE FISH ASSEMBLAGES AT THE AMAZON COASTAL ZONE

## ABSTRACT

One of the objectives of fish assemblage ecology is to identify and predict the structuring patterns of these assemblages in response to biotic and abiotic interactions that occurs within the ecosystem. Specifically at the *Amazon Coastal Zone* there is growing number of studies being made about the influences of the environment and geographic location structuring estuarine fish assemblages, however, these influences have been evaluated separately, leaving incomplete the understanding of the dynamics within these environments. Therefore, this study aimed to identify the space-seasonal structuring pattern the ichthyofauna at Salinópolis Bay linking assemblage descriptors of fish assemblages with environmental and spatial variables. The sampling period took place on the rain and dry seasons of 2011 within the Salinópolis Bay using traditional sampling methods (bottom fish nets). A total of 1,294 individuals were captured, distributed in 67 species and 27 families. Species *Cathorops spixii* (n = 121) and *Cathorops agassizii* (n = 201) were the most abundant during the rainy season. During the dry season, species *Cathorops agassizii* (n = 118) and *Genyatremus luteus* (n = 72) were most abundant. Results shown that fish diversity between seasons are very similar. The environmental and geographic variables do not influence the structure of the fish assemblage, suggesting a random pattern of distribution for this assemblage, following the null model pattern.

**Key-words:** Amazon, Null Model, random, Salinópolis.

## INTRODUÇÃO

Em ambientes aquáticos dinâmicos, como os estuários, as assembleias de peixes sofrem pressões com maior frequência quando comparados com outros tipos de ambiente, pois esses sistemas estão sujeitos a variações das condições ambientais diárias (e.g. marés) e anuais (e.g. períodos pluviométricos) (Paiva *et al.*, 2009). Essas assembleias são constituídas principalmente por espécies eurihalinas (i.e. espécies com ampla tolerância as variações de salinidade), marinhas e de água doce, que usam os estuários como áreas de alimentação, reprodução, crescimento e criação de larvas e juvenis, o que torna esses ambientes fundamentais na manutenção das populações marinhas (Day *et al.*, 1987; Robertson & Blaber, 1992; Mullin, 1995; Whitfield, 1999; Blaber, 2000; Isaac-Nahum, 2006).

Estudos recentes enfatizam a importância da dinâmica do ambiente com a estruturação das assembleias de peixes que residem em estuários neotropicais (Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Barletta *et al.*, 2003; Barletta *et al.*, 2005; Hercos, 2006; Monteiro-Neto *et al.*, 2008; Paiva *et al.*, 2009; Santana & Severi, 2009). Essa dinâmica resulta em adaptações desenvolvidas pelos peixes para se adaptar a dinâmica ambiental dos estuários e se distribuir no ambiente de acordo com suas necessidades (Day *et al.*, 1987) e, dessa forma, podemos compreender o padrão de distribuição das espécies a luz de teorias bem consolidadas na literatura científica (Hutchinson, 1957; Hubbell, 2001; Tilmam, 2004; Hubbell, 2005; Gravel *et al.*, 2006).

Dentro do cenário estuarino neotropical, está a Zona Costeira Amazônica (ZCA), localizada na região nordeste da América do Sul, onde as variações ambientais são acentuadas pela ocorrência das macro-marés (i.e. marés diárias com grande amplitude entre a baixamar e a preamar, podendo superar quatro metros) (Barletta *et al.*, 2003). Essa característica torna os ambientes dessa região muito dinâmicos, uma vez que a força das marés promoveria o constante deslocamento das assembleias de peixes dentro do estuário, dessa forma, dificultando a existência de um padrão de distribuição bem definido da assembleia dentro do estuário, de acordo com modelos nulos de distribuição (Gotelli & Ellison, 2004).

Seguindo este contexto, especificamente na ZCA, vários estudos tentam identificar o padrão de estruturação dessas assembleias em função das características morfológicas (e.g. largura e profundidade) e físico-químicas (e.g. pH, temperatura e salinidade) do ambiente ou na distribuição geográfica das espécies (Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Barletta *et al.*, 2003; Barletta *et al.*, 2005; Hercos, 2006; Monteiro-Neto *et al.*,

2008; Paiva *et al.*, 2009; Santana & Severi, 2009; Barletta & Saint-Paul, 2010.). Entretanto, uma análise da influência conjunta destes dois fatores (ambiente e localização) na estruturação das assembleias de peixes é fundamental para uma melhor determinação do padrão de distribuição das espécies, assim como na compreensão da dinâmica desses ambientes para um melhor planejamento de estratégias de conservação eficazes.

Neste contexto, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito do ambiente e do espaço na estruturação da comunidade de peixes estuarinos, testando as seguintes hipóteses: (i) Considerando as variações pluviométricas da região amazônica, variáveis morfológicas (largura e profundidade) e físico-químicas (pH, temperatura, salinidade e condutividade) acompanhariam essa variação entre períodos pluviométricos e qual a influência dessas variáveis na estruturação da assembleia de peixes estuarinos na Zona Costeira Amazônica dentro de cada período pluviométrico? (ii) Caso haja variáveis ambientais que apresentem variações sazonais, a composição e a abundância de espécies de peixes estuarinos responderia a essa variação entre períodos pluviométricos? (iii) Considerando que a teoria de nicho aponta o ambiente como principal fator estruturante, ele influenciaria mais que fatores estocásticos na estruturação de assembleia de peixes estuarinos?

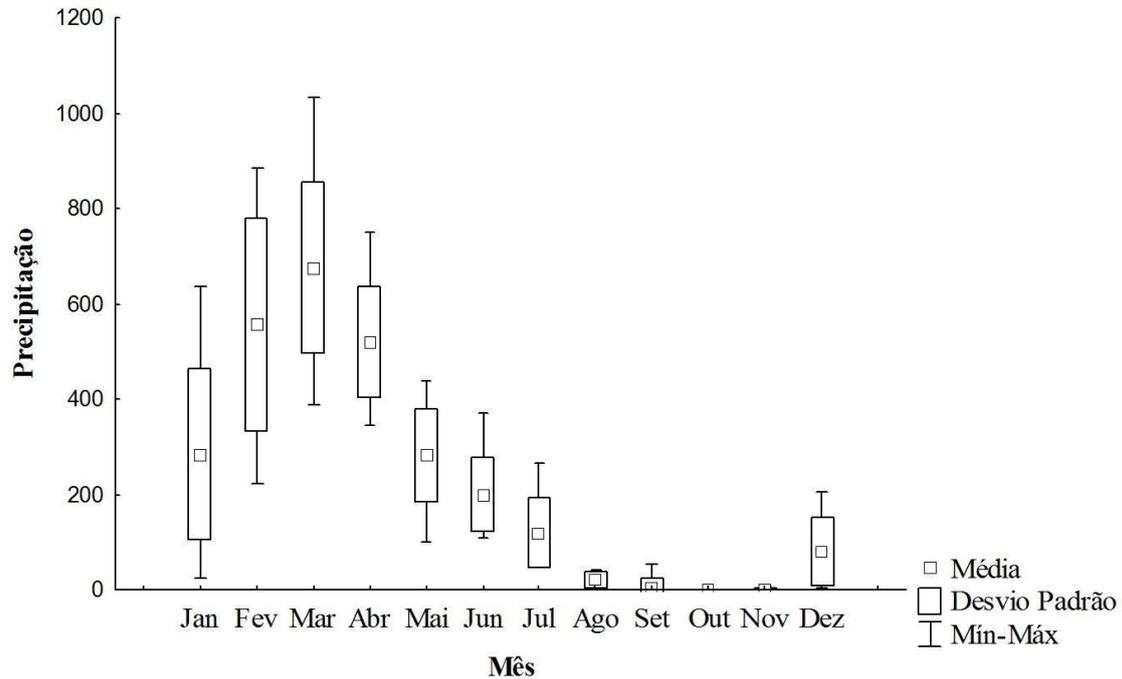
## **MATERIAL E METODOS**

### **Descrição da área**

A Zona Costeira Amazônica, que inclui a linha de costa dos estados do Pará e uma pequena parte das costas do Amapá e do Maranhão (Goulding *et al.*, 2003), é um ambiente tipicamente estuarino, o qual descreve uma ampla reentrância altamente recortada típica de áreas com elevada energia de maré, representadas pelos bancos arenosos e cânions ornamentados na superfície por ondulações de areia (MMA, 1996).

O clima da região é do tipo Tropical Úmido, sujeito ao sistema de circulação da Zona Intertropical de Convergência e às circulações locais, de acordo com a classificação revisada de Köppen como Am (Peel *et al.*, 2007). A umidade média do ar anual é de 80%, com a temperatura variando ao longo do ano de 26,8°C a 28°C (Santos *et al.*, 1992). As menores precipitações ocorrem nos meses de agosto a novembro e as maiores nos meses de fevereiro a abril (Figura 1). Sendo assim, para efeitos de comparação entre os períodos pluviométricos, foram realizadas duas expedições de coleta, sendo uma no período chuvoso (março e abril) e outra, durante a estiagem

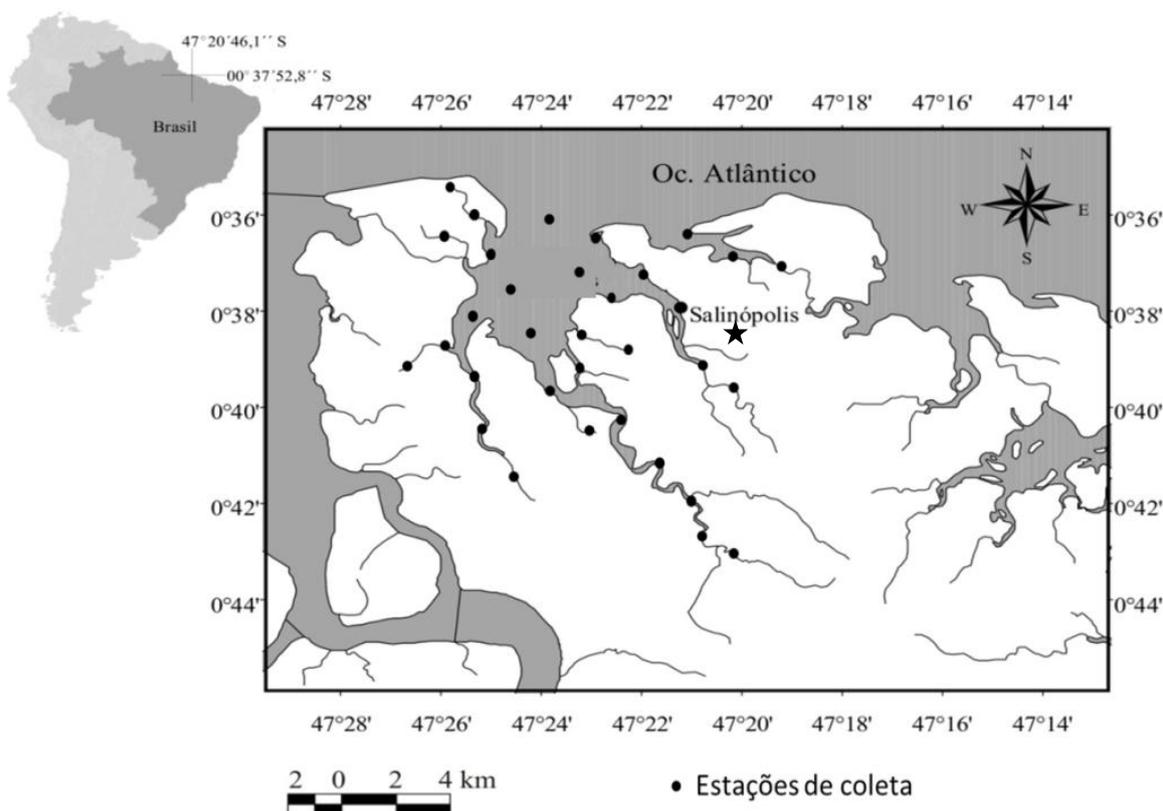
(setembro e outubro) de 2011 dentro da Baía de Salinópolis, município de Salinópolis, Pará - Brasil.



**Figura 3-** Precipitação média no município de Salinópolis (mm), Zona Costeira Amazônica, Brasil entre os anos de 2000-2010. As coletas foram realizadas nos meses de Março e Abril (pico do período de chuva) e setembro e outubro (pico do período de estiagem) de 2011. Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA).

### Amostragem

Dentro da Zona Costeira Amazônica, as amostragens foram realizadas na Baía de Salinópolis (também chamada de Baía de Urindeua) ( $0^{\circ}37'0,95''S$ ,  $47^{\circ}23'58,81''W$ ). Foram estabelecidas 33 estações de amostragem, onde a disposição das mesmas na Baía de Salinópolis está apresentada na Figura 2.



**Figura 4** - Localização da área de estudo (Baía de Salinópolis, município de Salinópolis (★), Zona Costeira Amazônica, Brasil), ilustrando as 33 estações de coleta da ictiofauna nos períodos de chuva e estiagem de 2011.

Para cada amostra foi utilizada uma bateria de redes de emalhar (malhadeiras) presas ao fundo com auxílio de pesos nas extremidades, com 200 metros de comprimento e três metros de altura cada, com tamanhos de malha variando entre 25 e 100mm entre nós opostos a fim de capturar indivíduos de diferentes tamanhos e espécies. As amostras foram distanciadas aproximadamente 2km umas das outras, e as redes foram expostas por três horas durante marés de enchentes de quadratura com a finalidade de aumentar as chances de captura, uma vez que neste período a velocidade de correnteza é menor e assim impedindo que as baterias de redes fossem danificadas por objetos trazidos pela correnteza.

Concomitante à amostragem biológica, as seguintes variáveis físico-químicas foram mensuradas: salinidade (ppm), potencial hidrogeniônico, condutividade (mS) e temperatura (°C), medidos através de um medidor multiparâmetros Oakton PCSTestr™ 35. Também foram tomados dados morfológicos do estuário de profundidade (m), através de um ecobatímetro *Garmin® Fish Finder 140™*, e largura (m) com o uso de

fotos de satélite, desta forma não houve variação para os dados de largura entre os períodos hidrológicos. Tais medidas foram tomadas na superfície imediatamente antes do posicionamento das redes e logo após a sua retirada.

### **Processamento das amostras**

Os indivíduos foram fixados imediatamente em solução de formalina a 4% e posteriormente conservados em álcool diluído a 70%. A identificação foi realizada através da lista da FAO (Carpenter, 2002). Por fim, os espécimes foram incorporados na coleção ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém, PA sob os números de tombo MPEG22976 – MPEG23257.

### **Análise de dados**

Primeiramente, os valores obtidos para as variáveis ambientais foram testados quanto a normalidade e homocedasticidade. Como os dados não atenderam as premissas paramétricas foi aplicado um teste t de Student com as variâncias separadas, com significância de 5%, para verificar possíveis variações sazonais nas mesmas. Como não houve variação nos dados de largura entre os períodos hidrológicos, a variação entre períodos pluviométricos dessa variável não foi testada.

As variáveis morfológicas e físico-químicas foram utilizadas para testar se as variáveis morfológicas influenciariam mais do que as variáveis físico-químicas, considerando a sazonalidade pluviométrica da região, na estruturação de assembleias de peixes estuarinos neotropicais. Para isso, foi gerada uma com a matriz de dissimilaridade biótica utilizando o índice de Bray-curtis (rotina BioEnv; Clarke & Ainsworth, 1993). Para essa rotina, foram aplicadas 999 permutações. As distâncias Euclidianas foram calculadas após a padronização à média centralizar de cada variável pela sua média e ordenando-as pelos seus desvios padrões. O tamanho do modelo indica o número de variáveis utilizadas naquele modelo (Schneck, 2010). Ao final da análise, o modelo com maior índice de Correlação de Spearman foi utilizado nas análises posteriores. Essa rotina foi aplicada para os dados isolados de chuva e de estiagem, e depois para os dois períodos juntos.

As espécies coligidas foram classificadas quanto sua tolerância aos níveis de salinidade de acordo com o modelo de zonas biológicas de salinidade proposto por Monaco *et al.* (1990) baseado no sistema definido em Veneza (1959), que propôs cinco categorias, que se sobrepõem nos extremos, referentes a tolerância de salinidade e tem

por objetivo estimar o grau tolerância de salinidade de cada espécie, evidenciando um possível padrão de ocupação de espécies dentro de um gradiente salino. São elas: limnético (0-4 ppm); oligohalino (2-14 ppm); mesohalino (11-18 ppm); polihalino (16-27 ppm); e euhalino (24<).

Para testar a hipótese, de que existe uma variação sazonal na estruturação das assembleias de peixes estuarinos em função das variações ambientais que apresentaram variações sazonais foi realizada uma análise de DCA (Análise de Correspondência Destendenciada). Geometricamente os escores dos locais são obtidos com o objetivo de maximizar a dispersão dos escores das espécies, outros eixos podem ser calculados com a restrição de que sejam independentes dos eixos previamente obtidos. O objetivo central desta DCA foi sumarizar a variação em dados de espécies, permitindo visualizar as relações mais importantes em um grande conjunto de variáveis entre si. Adicionalmente para avaliar se existem diferenças estatísticas entre os grupos na DCA usamos uma Análise de Similaridade (ANOSIM). O ANOSIM é um método não paramétrico que utiliza a distância de Bray-Curtis na análise da similaridade entre os grupos definidos a priori (i.e. período de chuva e estiagem). Quanto maior a razão da distância de similaridade entre os grupos sobre a distância dentro de cada grupo, menor a probabilidade das amostras pertencerem a mesma população. A significância ( $\alpha = 5\%$ ) desse teste foi dada pelo teste de Monte Carlo (Legendre & Legendre, 2000).

Para se evitar a autocorrelação espacial entre as estações de coleta, foi realizada uma análise de filtros espaciais utilizando as coordenadas geográficas e a riqueza de cada estação de coleta. Como critério de seleção dos filtros foi utilizado o índice I de Moran acima de 0,05 (Schneck *et al.*, 2010). Os filtros foram selecionados para os períodos de chuva e estiagem separadamente, e em seguida foram agrupados os dois períodos, totalizando 66 amostras. Por fim, para verificar o efeito isolado das variáveis ambientais e da localização espacial das amostras sobre a composição e a abundância, bem como a interação entre essas duas matrizes, foi aplicada a Análise de Redundância Parcial (RDAP) (Legendre & Legendre, 2000). A análise de RDAP utiliza mais de uma matriz de dados como variáveis preditoras (2, 3 ou 4), podendo ser matrizes de dados com variáveis ambientais, espaciais, e informações específicas a respeito dos hábitos das espécies. Neste estudo foram utilizadas três matrizes, sendo uma a matriz resposta (abundância das espécies) e duas matrizes preditoras (ambiente e posição geográfica). Portanto, ela permitiu observar os efeitos da posição geográfica e das variáveis ambientais (físico-químicas e morfológicas) individualmente, bem como

seus efeitos compartilhados sobre a abundância e distribuição das espécies (Legendre & Legendre, 2000). Essa análise foi realizada para os períodos de chuva e estiagem separadamente, e em seguida para os dois períodos juntos, onde a significância ( $\alpha = 5\%$ ) do teste foi dada pelo teste de Monte Carlo com 10.000 aleatorizações (Legendre & Legendre, 2000). Nesta análise o conjunto representa a influência combinada entre ambiente e espaço sob a assembleia nos respectivos períodos e o valor dos resíduos indica a explicação dada por outros fatores que não foram mensurados neste estudo.

A matriz de incidência e abundância relativa da comunidade de peixes foi utilizada para o cálculo da diversidade beta ( $\beta$ ) utilizando o índice de dissimilaridade de Chao-Sorensen (Chao *et al.*, 2005) comparando as 33 estações de coleta dentro de cada período pluviométrico.

O índice Chao-Sorensen tem como base a abundância relativa e a composição das espécies, atribuindo assim, um peso proporcional a incidência e a abundância relativa das espécies em seu cálculo, permitindo uma comparação mais acurada entre diferentes comunidades. O índice Chao-Sorensen varia de 0 à 1, onde “0” representa comunidades totalmente iguais, e “1” representa comunidades completamente distintas em termos de composição. O cálculo do índice foi dado pela seguinte fórmula:

$$J_{abd} = \frac{\hat{U}\hat{V}}{\hat{U} + \hat{V} - \hat{UV}}$$

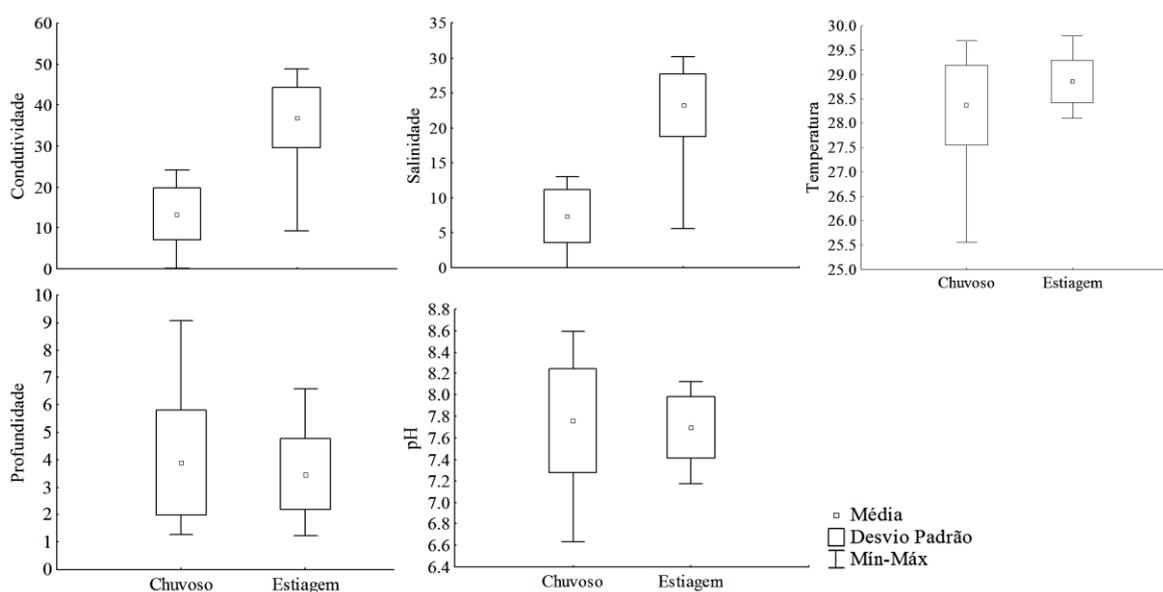
onde J<sub>abd</sub> = dissimilaridade entre os locais U e V; U é o total da

abundância relativa de indivíduos compartilhados entre os locais; e V é o total da abundância relativa de espécies entre os locais. Esse índice foi utilizado para calcular a diversidade beta entre as diferentes estações de coleta em função da distância entre elas dentro de cada período, objetivando assim, observar uma possível substituição das espécies ao longo do gradiente longitudinal. Para o cálculo da distância entre as estações de coleta dentro do estuário, foram utilizadas fotos de satélite com a hidrografia da região. A diversidade beta foi calculada para cada par de estações dentro de cada período hidrológico totalizando 528 combinações possíveis em cada estação hidrológica e em seguida a relação entre os valores de distância e diversidade beta foi observada através de uma análise de regressão linear simples tendo a diversidade beta como dependente da distância.

## RESULTADOS

### Condições ambientais

Os valores médios para as variáveis ambientais, com os seus respectivos valores extremos e seus desvios padrões estão ilustrados na Figura 3. Através do teste t, observamos que houve uma sazonalidade em relação as variáveis físico-químicas condutividade ( $t=-13,984$ ;  $GL=64$ ;  $\alpha=0,000$ ), temperatura ( $t=-3,027$ ;  $GL=64$ ;  $\alpha=0,004$ ) e salinidade ( $t=-15,686$ ;  $GL=64$ ;  $\alpha=0,000$ ), onde os valores dessas variáveis na chuva foram menores do que na estiagem. Os valores de pH ( $t=0,640$ ;  $GL=64$ ;  $\alpha=0,524$ ) e profundidade ( $t=1,028$ ;  $GL=64$ ;  $\alpha=0,308$ ) não apresentaram variações sazonais.



**Figura 3** – Box-plot ilustrando o resultado do teste t realizado para as variáveis ambientais condutividade, salinidade, temperatura, profundidade e pH com seus respectivos valores médios, de desvio padrão e valores mínimos e máximos na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil nos períodos chuvoso e de estiagem de 2011.

### Composição de espécies e famílias

Foram coligidos um total de 1293 exemplares, distribuídos em 67 espécies de 27 famílias (Tabela 1). No período chuvoso foram capturados 764 exemplares, pertencentes a 51 espécies e 24 famílias, e durante a estiagem foram 529 exemplares, 49 espécies e 21 famílias. Dentre estas, as espécies *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) ( $n = 121$ ) e *Cathorops agassizii* (Eigenmann & Eigenmann, 1888) ( $n = 201$ ) foram as mais abundantes durante a chuva, representado, juntas, 42% dos indivíduos coletados ( $n=322$ ). Durante a estiagem, as espécies *Cathorops agassizii* ( $n = 118$ ) e *Genyatremus*

*luteus* (Bloch, 1790) (n = 72) foram as mais abundantes, representando 33,63% dos indivíduos coletados.

**Tabela 1** - Lista de táxons (em ordem alfabética) dos exemplares coligidos nas 33 estações de coleta com suas respectivas abundâncias absoluta (N) e relativa (%) na baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil nos períodos de chuva e estiagem de 2011. (\*) Espécies limnéticas.

Táxon/autoridade	N chuva	%chuva	N estiagem	%estiagem	Total	%total
<b>Anguiliformes</b>	-	-	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>
<b>Muraenidae</b>	-	-	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	-	-	1	0%	1	0%
<b>Batrachoidiformes</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>	<b>4</b>	<b>1%</b>	<b>6</b>	<b>0%</b>
<b>Batrachoididae</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>	<b>4</b>	<b>1%</b>	<b>6</b>	<b>0%</b>
<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2	0%	4	1%	6	0%
<b>Cyprinodontiformes</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>
<b>Anablepidae</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>
<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	1	0%	1	0%	2	0%
<b>Elopiformes</b>	<b>66</b>	<b>9%</b>	<b>18</b>	<b>3%</b>	<b>84</b>	<b>6%</b>
<b>Engraulididae</b>	<b>64</b>	<b>8%</b>	<b>18</b>	<b>3%</b>	<b>82</b>	<b>6%</b>
<i>Anchoa</i> sp.	1	0%	-	-	1	0%
<i>Anchovia surinamensis</i> (Bleeker, 1865)*	13	2%	-	-	13	1%
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	35	5%	16	3%	51	4%
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	5	1%	-	-	5	0%
<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766)	9	1%	2	0%	11	1%
<i>Pterengraulis</i> sp.	1	0%	-	-	1	0%
<b>Megalopidae</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>	-	-	<b>2</b>	<b>0%</b>
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	2	0%	-	-	2	0%
<b>Mugiliformes</b>	<b>17</b>	<b>2%</b>	<b>20</b>	<b>4%</b>	<b>37</b>	<b>3%</b>
<b>Mugilidae</b>	<b>17</b>	<b>2%</b>	<b>20</b>	<b>4%</b>	<b>37</b>	<b>3%</b>
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	13	2%	10	2%	23	2%
<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	-	-	3	1%	3	0%
<i>Mugil hospes</i> Jordan & Culver, 1895	4	1%	-	-	4	0%
<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	-	-	1	0%	1	0%
<i>Mugil trichodon</i> Poey, 1875	-	-	6	1%	6	0%
<b>Perciformes</b>	<b>158</b>	<b>21%</b>	<b>227</b>	<b>43%</b>	<b>385</b>	<b>30%</b>
<b>Carangidae</b>	<b>4</b>	<b>1%</b>	<b>7</b>	<b>1%</b>	<b>11</b>	<b>1%</b>
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	1	0%	1	0%
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)	-	-	2	0%	2	0%
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	3	0%	-	-	3	0%
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	2	0%	2	0%
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	1	0%	-	-	1	0%
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	2	0%	2	0%

<b>Centropomidae</b>	<b>8</b>	<b>1%</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>9</b>	<b>1%</b>
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	6	1%	1	0%	7	1%
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	2	0%	-	-	2	0%
<b>Cichlidae</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>
<i>Crenicichla</i> sp.1*	1	0%	-	-	1	0%
<i>Crenicichla</i> sp.2*	1	0%	-	-	1	0%
<b>Ephippidae</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>7</b>	<b>1%</b>	<b>7</b>	<b>1%</b>
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	-	-	7	1%	7	1%
<b>Gerreidae</b>	<b>5</b>	<b>1%</b>	<b>3</b>	<b>1%</b>	<b>8</b>	<b>1%</b>
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	5	1%	3	1%	8	1%
<b>Haemulidae</b>	<b>14</b>	<b>2%</b>	<b>119</b>	<b>22%</b>	<b>133</b>	<b>10%</b>
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	47	9%	47	4%
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	14	2%	72	14%	86	7%
<b>Lutjanidae</b>	<b>3</b>	<b>0%</b>	<b>3</b>	<b>1%</b>	<b>6</b>	<b>0%</b>
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	-	-	1	0%	1	0%
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	3	0%	2	0%	5	0%
<b>Sciaenidae</b>	<b>108</b>	<b>14%</b>	<b>86</b>	<b>16%</b>	<b>194</b>	<b>15%</b>
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	9	1%	19	4%	28	2%
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	1	0%	2	0%	3	0%
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	16	2%	18	3%	34	3%
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	11	1%	2	0%	13	1%
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	30	4%	2	0%	32	2%
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	3	0%	7	1%	10	1%
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	4	1%	2	0%	6	0%
<i>Protosciaena</i> aff. <i>bathytatos</i> (Chao & Miller, 1975)	10	1%	7	1%	17	1%
<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	14	2%	4	1%	18	1%
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	10	1%	4	1%	14	1%
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	-	-	19	4%	19	1%
<b>Scombridae</b>	<b>13</b>	<b>2%</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>13</b>	<b>1%</b>
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	13	2%	-	-	13	1%
<b>Serranidae</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	1	0%	1	0%	2	0%
<b>Pleuronectiformes</b>	<b>9</b>	<b>1%</b>	<b>13</b>	<b>2%</b>	<b>22</b>	<b>2%</b>
<b>Achiridae</b>	<b>4</b>	<b>1%</b>	<b>3</b>	<b>1%</b>	<b>7</b>	<b>1%</b>
<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	4	1%	-	-	4	0%
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	3	1%	3	0%
<b>Paralichthyidae</b>	<b>5</b>	<b>1%</b>	<b>10</b>	<b>2%</b>	<b>15</b>	<b>1%</b>
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	5	1%	10	2%	15	1%
<b>Rajiformes</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>3</b>	<b>1%</b>	<b>4</b>	<b>0%</b>
<b>Dasyatidae</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>	<b>3</b>	<b>0%</b>
<i>Dasyatis guttata</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	0%	1	0%	2	0%
<i>Himantura schmardae</i> (Werner, 1904)	-	-	1	0%	1	0%
<b>Gymnuridae</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>
<i>Gymnura micrura</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	1	0%	1	0%
<b>Siluriformes</b>	<b>503</b>	<b>66%</b>	<b>238</b>	<b>45%</b>	<b>741</b>	<b>57%</b>
<b>Ariidae</b>	<b>482</b>	<b>63%</b>	<b>228</b>	<b>43%</b>	<b>710</b>	<b>55%</b>

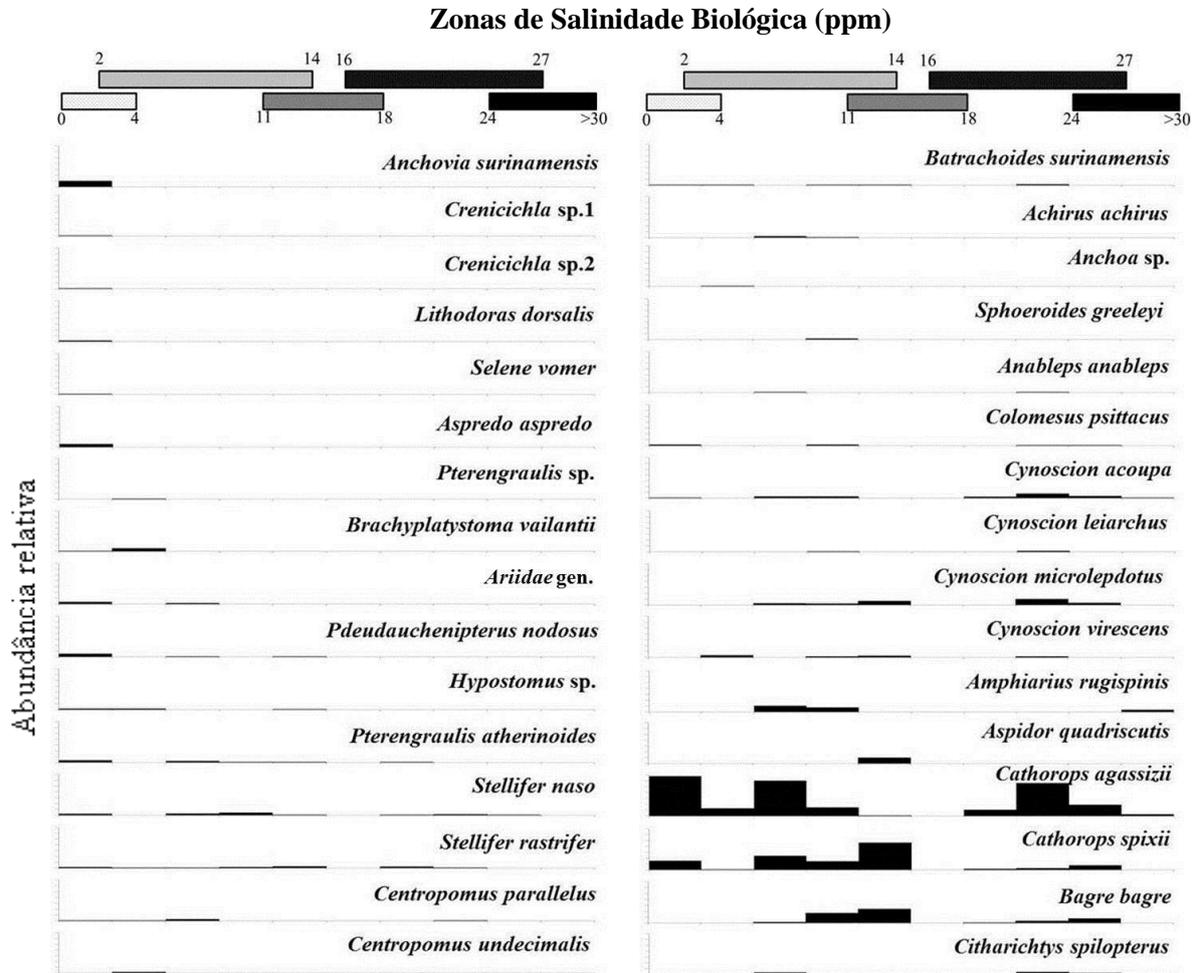
Ariidae gen.	7	1%	-	-	7	1%
<i>Sciades proops</i> (Valenciennes, 1840)	13	2%	34	6%	47	4%
<i>Aspidor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	13	2%	-	-	13	1%
<i>Amphiarius rugispinis</i> (Valenciennes, 1840)	24	3%	5	1%	29	2%
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	55	7%	16	3%	71	5%
<i>Cathorops agassizii</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	201	26%	118	22%	319	25%
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	121	16%	26	5%	147	11%
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	48	6%	29	5%	77	6%
<b>Aspredinidae</b>	<b>7</b>	<b>1%</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>7</b>	<b>1%</b>
<i>Aspredo aspredo</i> (Linnaeus, 1758)*	7	1%	-	-	7	1%
<b>Auchenipteridae</b>	<b>9</b>	<b>1%</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>9</b>	<b>1%</b>
<i>Pseudachenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)*	9	1%	-	-	9	1%
<b>Doradidae</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>
<i>Lithodoras dorsalis</i> (Valenciennes, 1840)*	1	0%	-	-	1	0%
<b>Loricariidae</b>	<b>2</b>	<b>0%</b>	<b>3</b>	<b>1%</b>	<b>5</b>	<b>0%</b>
<i>Hypostomus</i> sp.*	2	0%	3	1%	5	0%
<b>Pimelodidae</b>	<b>1</b>	<b>0%</b>	<b>7</b>	<b>1%</b>	<b>8</b>	<b>1%</b>
<i>Brachyplatystoma vailantii</i> (Valenciennes, 1840)*	1	0%	7	1%	8	1%
<b>Tetraodontiformes</b>	<b>8</b>	<b>1%</b>	<b>4</b>	<b>1%</b>	<b>12</b>	<b>1%</b>
<b>Tetraodontidae</b>	<b>8</b>	<b>1%</b>	<b>4</b>	<b>1%</b>	<b>12</b>	<b>1%</b>
<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	4	1%	2	0%	6	0%
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	1	0%	1	0%
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	2	0%	-	-	2	0%
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0%	1	0%	3	0%
<b>Abundância</b>	<b>765</b>	<b>100%</b>	<b>529</b>	<b>100%</b>	<b>1293</b>	<b>100%</b>
<b>Riqueza de espécies</b>	<b>51</b>		<b>49</b>		<b>67</b>	

### Zonas salinas e a classificação das espécies

Com base na abundância relativa das espécies e nos valores de salinidade no qual as mesmas foram capturadas, é apresentado o gradiente de salinidade e suas respectivas abundâncias das espécies com base no zoneamento biológico de salinidade estuarino (Figura 4). Vale destacar que muitas espécies ocorreram apenas uma vez e que sua classificação em relação ao grau de tolerância a salinidade pode estar subestimado.

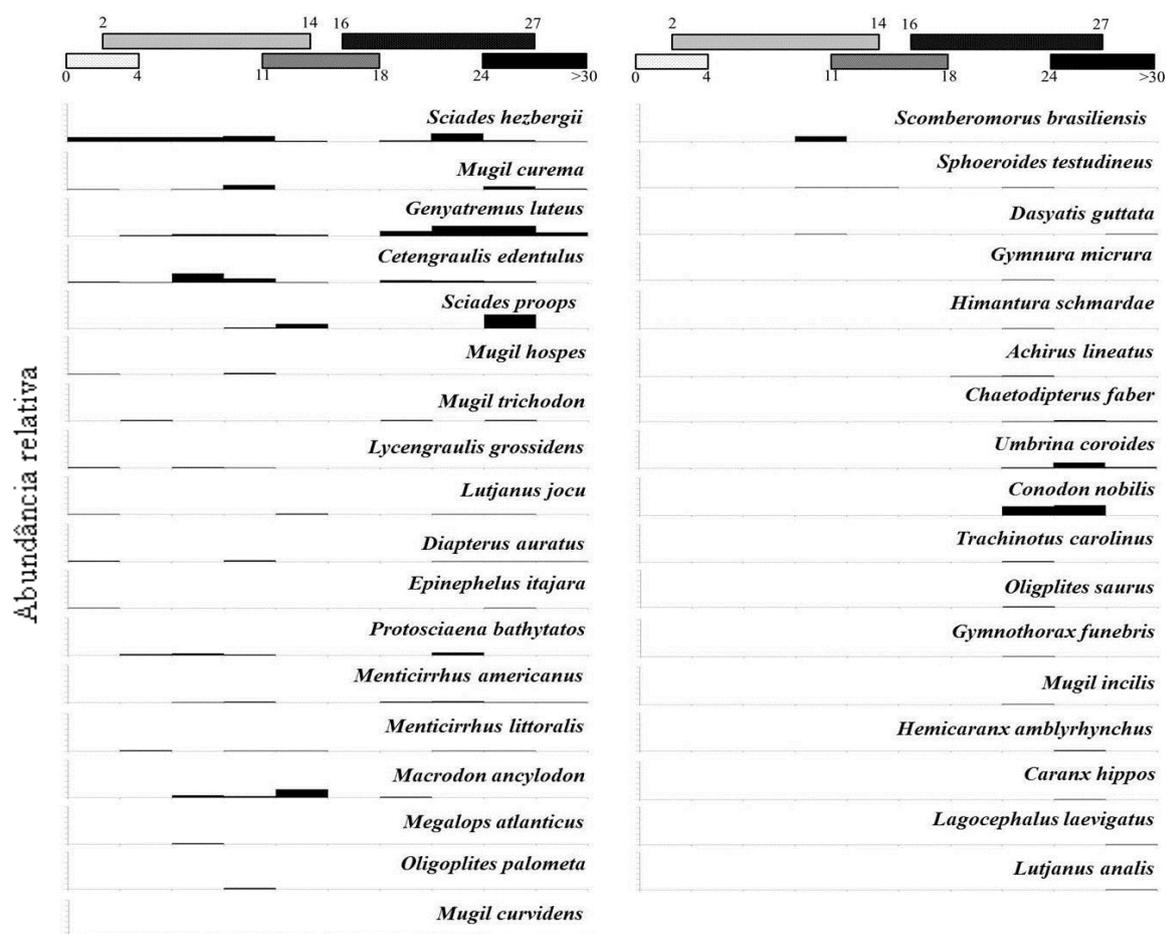
Apenas seis espécies dentro do gradiente de salinidade (*Anchovia surinamensis*, *Crenicichla* sp. 1, *Crenicichla* sp. 2, *Lithodoras dorsalis*, *Selene vomer*, *Aspredo aspredo*) ocorreram em ambiente limético, e apenas quatro (*Hemicaranx amblyrhynchus*, *Caranx hippos*, *Lagocephalus laevigatus* e *Lutjanus analis*) foram exclusivamente euhalinas, caracterizando-as como marinhas (Figura 4). Vale destacar que espécies como, *Selene vomer* e *Lutjanus analis*, apesar de terem sido capturadas exclusivamente em ambiente dulcícola e marinho, respectivamente, não podemos

afirmar que estas espécies são habitantes exclusivos desses ambientes, pois foram poucos exemplares capturados, o que pode não refletir a toda o espectro de tolerância dessas espécies em relação a salinidade. As outras 57 espécies se mostraram parcialmente ou totalmente eurihalinas (i.e. espécies capazes de habitar locais com diferentes concentrações de salinidade).



**Figura 4**– Zonas de salinidade biológicas, segundo Monaco *et al.* (1990), expressas em partes por milhão (ppm) com as abundâncias relativas de suas respectivas espécies nos períodos de chuva e estiagem de 2011 na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil.

### Zonas de Salinidade Biológica (ppm)



**Figura 4 (Cont.)**-Zonas de salinidade biológicas, segundo Monaco *et al.* (1990), expressas em partes por milhão (ppm) com as abundâncias relativas de suas respectivas espécies nos períodos de chuva e estiagem de 2011 na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil.

Na rotina BioEnv (Tabela 2) pudemos verificar que durante o período chuvoso isoladamente, as variáveis ambientais morfológicas (profundidade e largura) prevalecem em termos de estruturação da assembleia, com 19,22% de correlação de Spearman, e durante a estiagem, as variáveis físico-químicas (pH e condutividade) prevalecem, com 22,23% de correlação. Agrupando os períodos de chuva e estiagem, as variáveis profundidade e salinidade são as que mais influenciaram (17,46%) na estruturação da assembleia. Percebemos então que só algumas variáveis oscilam sazonalmente (Figura 3), no entanto quando analisamos os períodos pluviométricos isoladamente, as outras variáveis que não apresentam essa variação (pH, profundidade e

largura) são capazes de influenciar na estruturação da assembleia de peixes. Desta forma, a hipótese que variáveis ambientais acompanham a variação pluviométrica é válida apenas para as variáveis condutividade, salinidade e temperatura. Os valores da porcentagem de correlação de Pearson de todos os modelos estão apresentados na Tabela 2.

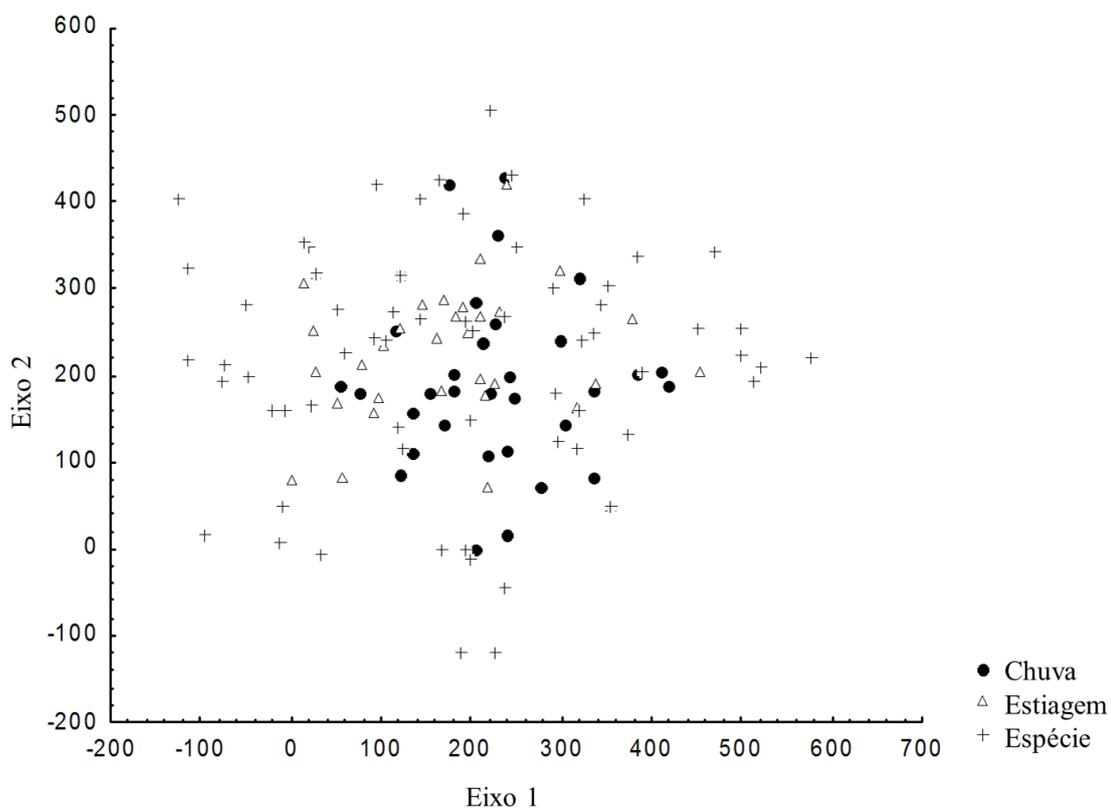
**Tabela 2** - Resultado da rotina BioEnv para 33 estações de coleta na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil nos períodos de chuva e estiagem de 2011. Os valores em negrito destacam os modelos com maior Correlação de Spearman para cada período.

Período	Tamanho do Modelo	Modelo							Correlação
Chuvoso	1	Profundidade							0,1343
	<b>2</b>	<b>Profundidade</b>	<b>Largura</b>						<b>0,1922</b>
	3	Profundidade	Largura	pH					0,1921
	4	Profundidade	Largura	pH		Condutividade			0,1791
	5	Profundidade	Largura	pH		Condutividade	Salinidade		0,1553
	6	Profundidade	Largura	pH		Condutividade	Temperatura	Salinidade	0,0952
Estiagem	1	Condutividade							0,1498
	<b>2</b>	<b>pH</b>	<b>Condutividade</b>						<b>0,2223</b>
	3	pH	Condutividade	Salinidade				0,2171	
	4	Profundidade	pH	Condutividade	Salinidade			0,2021	
	5	Profundidade	pH	Condutividade	Temperatura	Salinidade		0,1646	
	6	Profundidade	Largura	pH		Condutividade	Temperatura	Salinidade	0,0864
Geral	1	Salinidade							0,1175
	<b>2</b>	<b>Profundidade</b>	<b>Salinidade</b>						<b>0,1746</b>
	3	Profundidade	Largura	Salinidade				0,1731	
	4	Profundidade	Largura	Condutividade		Salinidade		0,1705	
	5	Profundidade	Largura	pH		Condutividade	Salinidade		0,1564
	6	Profundidade	Largura	pH		Condutividade	Temperatura	Salinidade	0,1048

A análise de DCA mostrou uma sobreposição das estações de coleta nos períodos pluviométricos (Figura 5), o que indica que a assembleia de peixes estuarinos é muito semelhante em termos de composição e abundância de espécies entre os períodos pluviométricos neste estuário. A significância entre as composições testada pelo método ANOSIM mostrou que existe uma diferença entre as composições ( $\alpha = 0,001$ ), no entanto essa variação se mostrou muito fraca ( $r = 0,106$ ). Das 67 espécies capturadas, 19 espécies foram exclusivas durante a chuva, 16 espécies exclusivas durante a estiagem e 32 espécies comuns entre esses períodos (ver Tabela 1). Entretanto, a análise de DCA leva em consideração a abundância das espécies, logo, mesmo que 35 espécies tenham sido exclusivas, elas ocorreram em baixa abundância, e as espécies comuns ocorrem em maior abundância, acrescentando assim maior peso a estas na análise, tornando os períodos de chuva e estiagem semelhantes em termos estrutura da ictiofauna.

Apesar de algumas espécies comumente encontradas em água doce terem sido capturadas nas regiões mais interiores dos canais de marés, aproximadamente 50% das

espécies pôde ser capturada em ambos os períodos pluviométricos de forma aleatória dentro dos diferentes locais do estuário (Figura 5), o que indica uma fraca relação de dependência das espécies com o período e com o local de captura dentro do estuário. Sendo assim, a hipótese de que existe variação na composição e na abundância de peixes estuarinos entre os períodos pluviométricos analisados foi rejeitada, porém destacamos que apesar dos valores serem estatisticamente significativos, ecologicamente esses valores são baixos (apenas 10,6% de correlação), indicando que esses fatores mensurados não são influentes o suficiente para estruturar essas assembleias, reforçando a ideia de que há uma estruturação aleatória nesse ambiente.

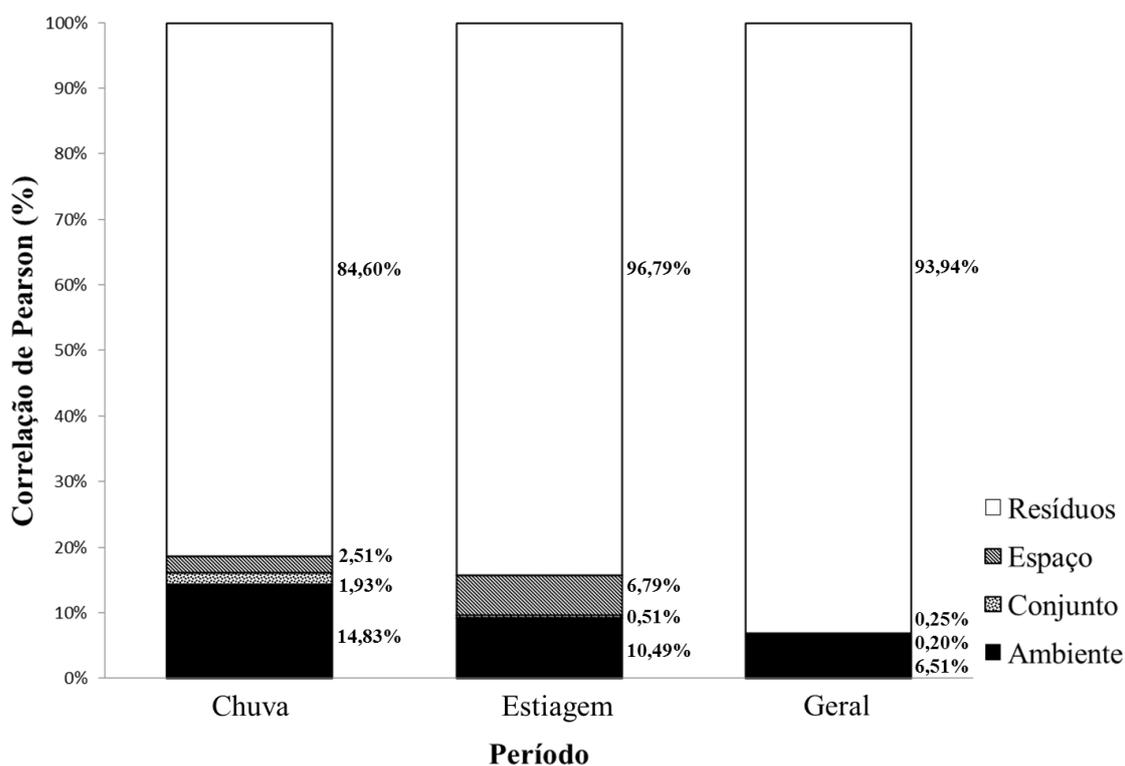


**Figura 5**– Representação gráfica da análise de DCA calculada com base na distância de Bray-Curtis para 33 estações de coleta nos períodos de chuva e estiagem de 2011. O círculo preenchido representa as estações de coleta do período de chuva; o triângulo vazado representa as estações de coleta do período de estiagem; a cruz representa a distribuição das espécies no espaço em relação às estações de coleta nos dois períodos.

Com base na rotina BioEnv, o teste de RDAP foi executado para verificar as influências separadas e conjunta do ambiente e do espaço na estruturação da assembleia

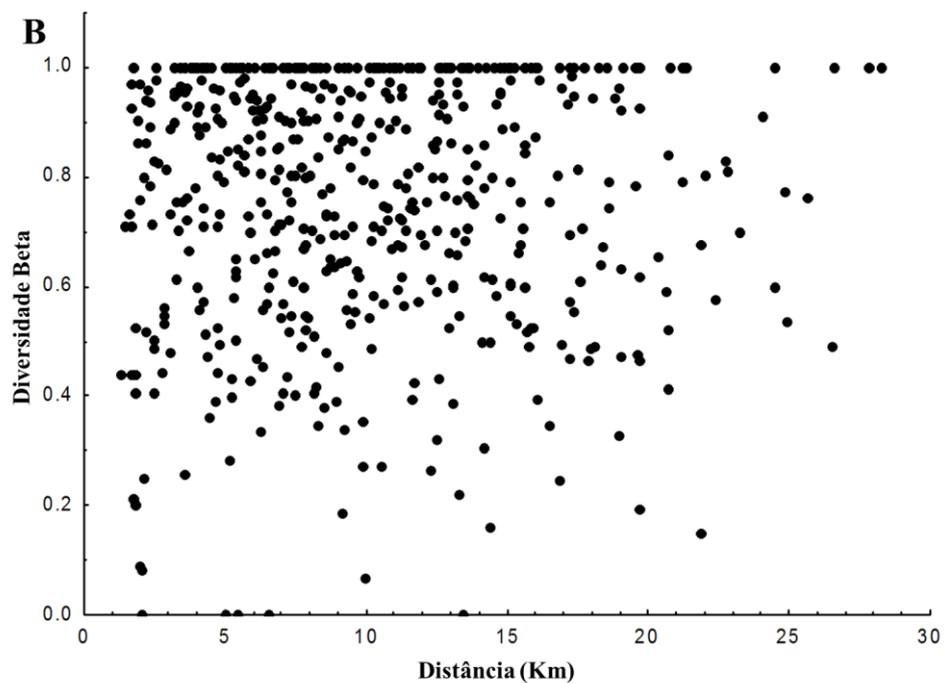
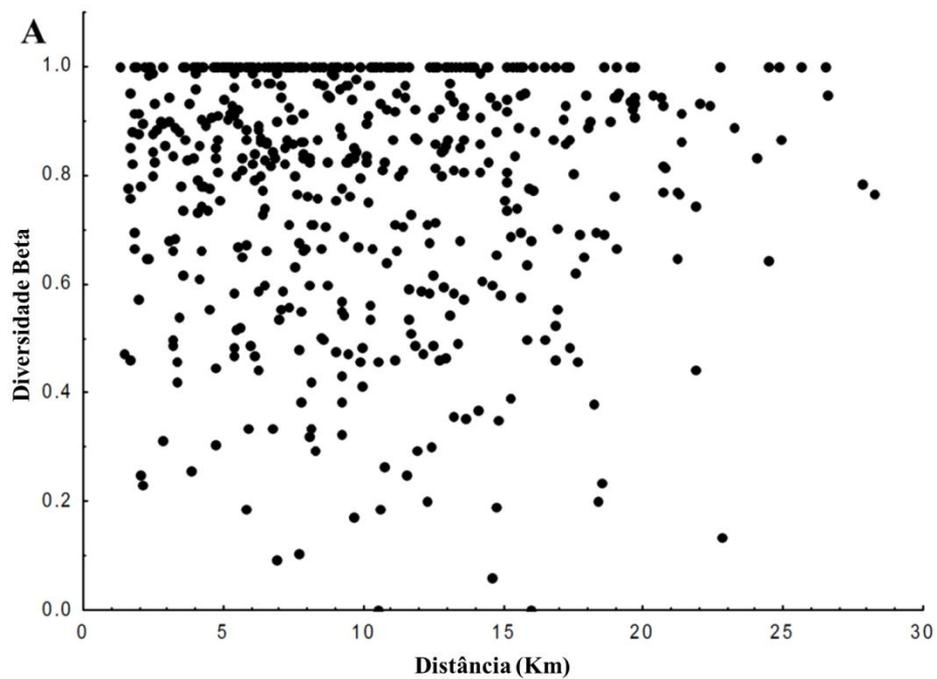
dentro do estuário. As porcentagens de explicação para cada fator e a significância de cada teste estão apresentadas na Figura 6.

Os valores da correlação de Pearson indicam a porcentagem de explicação de cada fator analisado, onde o ambiente, representado pela profundidade e da largura durante a chuva (14,83%;  $\alpha = 0,00001$ ), e pH e da condutividade durante a estiagem (10,49%;  $\alpha = 0,0001$ ) e da profundidade e salinidade unindo os dois períodos (Geral) (6,50%;  $\alpha = 0,00001$ ). O espaço, representado pela influência da localização geográfica das estações de coleta, explicou para o período de chuva (2,51%;  $\alpha = 0,24$ ), para a estiagem (6,79%;  $\alpha = 0,97$ ) e para o agrupamento (0,02%;  $\alpha = 0,53$ ). Observando os valores obtidos, percebemos valores estatísticos significativos, no entanto com baixos valores de relação com a assembleia de peixes. Isso reforça a ideia de que no contexto ecológico, esses fatores pouco influenciam a estruturação dessas assembleias.



**Figura 6-** Resultado da Análise de Redundância Parcial (RDAP) para 33 estações de coleta dentro da Baía de Salinópolis (Zona Costeira Amazônica, Brasil) nos períodos de chuva, estiagem e geral, ilustrando a influência dos fatores ambientais, espaciais e da associação destes dois fatores sobre a assembleia de peixes estuarinos.

A regressão linear da diversidade beta em função da distância para o período de chuva e estiagem de 2011 estão ilustradas nas Figuras 7A e 7B, respectivamente. A diversidade beta no período de chuva teve como valor médio 0,794. Durante a estiagem o valor médio foi de 0,758.



**Figura 7** - Diversidade Beta da assembleia de peixes estuarinos em função da distância para 528 pares de estações de coleta na Baía de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil, durante o período de chuva (A) e estiagem (B) de 2011.

A regressão linear para o período de chuva mostrou que não há relação entre a similaridade e a distância entre as estações de coleta ( $r^2 = 0,001$ ;  $\alpha = 0,511$ ) (Figura 7A). Durante o período de estiagem, o mesmo padrão da chuva pode ser observado ( $r^2 = 0,001$ ;  $\alpha = 0,601$ ) (Figura 7B), ou seja, independente do período pluviométrico não há relação entre a distância entre as estações de coleta com a similaridade na diversidade beta, reforçando assim uma distribuição aleatória dentro do espaço em ambos os períodos pluviométricos.

## DISCUSSÃO

O entendimento da dinâmica ambiental é fundamental para o entendimento dos padrões de ocupação no tempo e no espaço (Isaac-Nahum, 2006). Em ambientes estuarinos neotropicais, que estão sujeitos a variações sazonais e diárias das condições ambientais (Yáñez-Arancibia, 1985), as influências de variáveis ambientais sobre a estruturação de assembleias de peixes têm sido amplamente estudadas a fim de identificar esses fatores e determinar o padrão de estruturação dessas assembleias no tempo e no espaço (Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Barletta *et al.*, 2003; Barletta *et al.*, 2005; Hercos, 2006; Monteiro-Neto *et al.*, 2008; Paiva *et al.*, 2009; Santana & Severi, 2009).

As variáveis ambientais mensuradas no estudo apresentaram características típicas de outros estuários neotropicais e, assim como os valores encontrados para outros estudos dentro da Zona Costeira Amazônica (Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Barletta *et al.*, 2003; Hercos, 2006), onde tais autores mostraram uma mudança sazonal dessas variáveis. Os valores médios das variáveis físico-químicas (condutividade, salinidade, temperatura) apresentaram variações entre os períodos de chuva e estiagem, pois estas variáveis estão diretamente relacionadas com a precipitação e a descarga de água dos rios costeiros (Barletta *et al.* 2005). No entanto, as variáveis morfológicas não apresentaram essa sazonalidade, provavelmente pelo fato de que essas variáveis são mais influenciadas pelo ciclo de marés do que pela pluviometria em ambientes costeiros (Goulding *et al.*, 2003). Barthem & Schwassmann (1994) também observaram esse efeito sazonal na condutividade e na salinidade no estuário amazônico devido a

descarga dos rios Amazonas e Tocantins na baía de Marajó, o que poderia afetar a diversidade local e sazonal de espécies.

A composição de espécies também seguiu o padrão encontrado em outros estudos realizados na costa brasileira, com a predominância de poucas espécies bem adaptadas a estas variações ambientais em ambos os períodos pluviométricos e muitas espécies pouco abundantes (ver. Tabela 1), que eventualmente utilizam o estuário como fonte de alimento, abrigo, etc. Assim como no presente estudo, nos estudos de Barletta-Bergan *et al.* (2002), Hercos (2006) no Rio Caeté, no Estado do Pará e Santana e Severi (2009) na Praia de Jaguaribe, em Pernambuco, as famílias Sciaenidae e Ariidae também figuraram entre as famílias mais abundantes, o que comprova o sucesso adaptativo dessas famílias ao ambiente estuarino (Camargo & Isaac, 2003; Selleslagh & Amara, 2008). A alta abundância das espécies do gênero *Cathorops* também foi observado por Barletta *et al.* (2005) e Hercos (2006).

A dominância de espécies bem adaptadas é reforçada pela dominância de espécies eurihalinas dentro do estuário, de acordo com a classificação das espécies quanto as zonas de salinidade que elas habitam, onde 85% das espécies (n=57) é capaz de suportar amplas variações de salinidade, permitindo que estas suportem as variações ambientais entre períodos pluviométricos. Dessa forma, observamos que os períodos pluviométricos pouco influenciam na estruturação das assembleias de peixes nesses estuários, pois a composição da assembleia é dominada por espécies capazes de suportar as variações físico-químicas destes locais. Sendo assim, pressupostos como a teoria de nicho de Hutchinson (1957) do ambiente como fator estruturante, nesse caso, é desfavorecido. Essa resistência da assembleia as variações ambientais também ajuda a explicar as semelhanças encontradas na abundância e na composição entre os períodos de chuva e estiagem, pois como a maior parte da assembleia é capaz suportar as variações ambientais que ocorrem no estuário, possivelmente há uma baixa taxa de substituição de espécies no ambiente durante a transição dos períodos chuvosos para os períodos secos e vice-versa, tornando a estrutura das assembleias dos períodos de chuva e estiagem muito similares (Camargo & Isaac, 2003).

A partir do momento que inserimos os filtros espaciais na análise da estrutura da comunidade, tentamos ter uma visão mais ampla para compreender a dinâmica de estruturação das assembleias de peixes estuarinos, agora sob o foco da teoria de neutralidade proposta por Hubbell (2001), que considera a estrutura da comunidade é

sendo regida pela estocasticidade, sendo que a similaridade entre locais decai em função da distância entre eles (Nekola & White, 1999; Soininem *et al.* 2007).

No entanto, podemos observar que apenas as variáveis ambientais foram capazes de influenciar a estruturação da assembleia de peixes estuarinos nos dois períodos. Desta forma, uma vez que a localização geográfica não atua como um fator determinante na estruturação de assembleias de peixes estuarinos, o modelo de Hubbel não é adequado para o entendimento dessa dinâmica. O modelo de nicho ecológico proposto por Hutchinson também é desfavorecido pelos baixos valores de influência do ambiente encontrados, mostrando que, ecologicamente a assembleia de peixes pouco responde as variações físico-químicas do ambiente. Por fim, a diversidade beta mostra que não há relação entre a distância e a diversidade entre as estações de coleta tanto no período chuvoso quanto na estiagem, pois a similaridade em termos de diversidade de espécies é independente da distância entre os ambientes. Assim como na investigação da influência do ambiente e da localização geográfica, o modelo de neutralidade é desfavorecido, uma vez que a distância não é um fator determinante na estrutura da assembleia de peixes estuarinos.

A partir desse momento, podemos inferir que a assembleia de peixes se distribui de forma aleatória dentro do espaço em questão, de acordo com modelos nulos de distribuição. Segundo a definição de Gotelli & Graves (2006) “um modelo nulo é um modelo de padrão de distribuição baseado na aleatorização de dados ecológicos ou amostras aleatórias de uma distribuição conhecida ou específica. O modelo nulo foi elaborado respeitando processos ecológicos e evolutivos, onde alguns elementos do conjunto de dados são tidos como constantes enquanto outros variam estocasticamente para criar novos padrões de estruturação. A aleatorização é planejada para produzir um padrão que seria esperado na ausência de um mecanismo ecológico particular”. Em outras palavras, os modelos nulos funcionam como a hipótese estatística nula para a detecção de um padrão, em contraste a uma hipótese científica, que é um mecanismo para explicar o padrão (Gotelli and Ellison 2004).

O resultado aqui encontrado difere com outros estudos realizados em estuários neotropicais (Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Barletta *et al.*, 2003; Barletta *et al.*, 2005; Hercos, 2006; Monteiro-Neto *et al.*, 2008; Paiva *et al.*, 2009; Santana & Severi, 2009). Os estudos de Blaber & Blaber (1980) e Blaber *et al.* (1989) mostraram que em reentrâncias e em canais de maré onde ocorrem diferenças nas variáveis abióticas, principalmente na salinidade, ao longo do gradiente longitudinal, as populações de

peixes tendem a se distribuir nesse gradiente de acordo com suas necessidades intrínsecas, o que não ocorreu no presente estudo, onde a maior parte das espécies (85%) puderam ser capturadas dentro de diferentes zonas de salinidade do estuário. Barletta-Bergan *et al.* (2002) mostraram que existe uma diferença na composição de larvas de peixes ao longo do gradiente longitudinal do canal do rio Caeté, também na Zona Costeira Amazônica e entre as estações anuais de estiagem e chuva em função das condições ambientais, o que também não ocorreu no presente estudo, provavelmente em função da dominância de espécies bem adaptadas as variações ambientais ao longo dos diferentes locais e períodos pluviométricos.

Em contrapartida, os estudos de Malavasi *et al.* (2004), Simier *et al.* (2004) e Barletta *et al.* (2005) citam que a dominância de espécies eurihalinas nesses ambientes faz com que a influência de variáveis ambientais na assembleia de peixes seja reduzida. O estudo de Barletta *et al.* (2005) e Hercos (2006), apesar de encontrarem influências estatísticas significantes do ambiente sobre a estruturação de assembleias dentro da ZCA ( $p < 0,05$ ), os valores apresentados foram baixos (40% e 16%, respectivamente), corroborando com o presente estudo, sugerindo que a influência dessas variáveis está associada com as particularidades do local na qual os estudos foram realizados.

Desta forma, podemos concluir que a ictiofauna de peixes estuarinos da Baía de Salinópolis segue o padrão de diversidade para estuários neotropicais, com muitas espécies raras e poucas espécies abundantes. A diversidade dessas assembleias entre períodos de chuva e estiagem é muito semelhante, onde a distribuição das espécies se dá de forma aleatória, ou seja, ela é independente do período hidrológico ou das características ambientais morfológicas e físico-químicas aqui mensuradas, seguindo o modelo nulo de distribuição.

## REFERÊNCIAS

- Barletta, M. & Saint-Paul, U. 2010. Distribution pattern of fish in a mangrove estuary. In: Saint-Paul, U. and Schneider, H. (Eds.), Mangrove dynamics and management in North Brazil. Ecological Studies. Berlin, Heidelberg: 211, pp. 171-188.
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. & Hubold, G. 2003. 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: 256, pp. 217-228.

Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. & Hubold, G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*: 66, pp. 45-72.

Barletta-Bergan, A., Barletta, M. & Saint-Paul, U. 2002. Structure and seasonal dynamics of larval in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 54, pp. 193–206. doi: 10.1006/ecss.2001.0842

Barthem, R. B. & Schwassmann, H. O. 1994. The Amazon river influence over the seasonal displacement of the salty wedges in Tocantins estuary, Brazil, 1983-1985. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi. Zoologia, Belém*: 10, pp. 119-130.

Blaber, S. J. M. 2000. *Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation*. Blackwell Science, Queensland, 372 pp.

Blaber, S. J. M., Brewer, D.T. & Salini, J.P. 1989. Species composition and biomass of fishes in different habitats of a tropical northern Australia estuary: their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 29, pp. 509–531.

Blaber, S. M. J. & Blaber, T. G. 1980. Factors affecting distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*: 17, pp. 143-162.

Camargo, M. & Isaac, V. J. 2003. Ictiofauna Estuarina. In: *Os manguezais da costa norte brasileira* (M.E.B. Fernandes, ed.). Fundação Rio Bacanga, Maranhão. pp.105-141.

Carpenter, K.E. 2002. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. FAO, Roma. 2127 pp.

Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Shen, T. J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*: 8, pp.148-159.

Clarke, K. R. & Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*: 92, pp. 205–19.

- Day, J. W. J., Hall, C. A. S., Kemp, W. M. & Yáñez-Arancibia, A. 1987. Estuarine ecology. Wiley-Interscience Publication, New York, 558pp.
- Gotelli, N. J. and Ellison, A. M. 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer. 479pp.
- Gotelli, N.J. & McGill, B. J. 2006. Null versus neutral models: What's the difference? *Ecography*: 29, pp. 793-800.
- Goulding, M., Barthem R. B. & Ferreira E. J. G. 2003. The Smithsonian atlas of the Amazon. Washington, DC. Smithsonian Institution. 253 pp.
- Gravel, D., Canham, C. D., Beaudet, M. & Messier, C. 2006. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology Letters*: 9, pp. 399–409.
- Hercos, A. P. 2006. Diversidade e variabilidade espaço-temporal da ictiofauna da Região estuarina do rio Curuçá, município de Curuçá, Pará, Brasil. Dissertação de Mestrado. Não Publicado.
- Hubbell, S. P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 396 pp.
- Hubbell, S. P. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*: 19, pp. 166–172.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology*: 22, pp. 415–427.
- Isaac-Nahum, V. J. 2006. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros do litoral amazônico: um desafio para o futuro. *Ciência e Cultura*: 58, pp. 33-36.
- Legendre, P. & Legendre, L. 2000. *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, 853 pp.
- Malavasi, S., Fiorin, R., Franco, A., Franzoi, P., Granzotto, A., Riccato, F., Mainardi, D. 2004. Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *Journal of Marine Systems*: 51, pp. 19-31.

MMA. 1996. Programa Revizee, Levantamento do estado da arte de pesquisa dos recursos vivos marinhos do Brasil. Relatório da área de oceanografia geológica região norte. Brasília, MMA/SMA, 78 pp.

Monaco, M. E., R. L. Emmett, D. M. Nelson, & Hinton, S. A. 1990. Distribution and abundance of fishes and invertebrates in west coast estuaries, Volume I: Data summaries. ELMR Report No. 4. Strategic Assessment Branch, National Ocean Survey/National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, Maryland. 240 pp.

Monteiro-Neto, C., Tubino, R. A., Moraes, L. E. S., Mendonça. N. J. P., Esteves, G. V. & Fortes, W. L. 2008. Associações de peixes na região costeira de Itaipu, Niterói, RJ. WWW Page, [www.scielo.br](http://www.scielo.br).

Mullin, S.J. 1995. Estuarine fish populations among red mangrove prop roots of small overwash islands. *Wetlands*: 15, pp. 324-329.

Nekola, J.C. & White, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*: 26, pp. 867-878.

Paiva, A. C. G., Lima, M. F. V. Souza, J. R. B. & Araújo, M. J. 2009. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. *Zoologia*: 26, pp. 266-278.

Peel, M.C., Finlayson, B. & McMahon, T. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*: 11, pp. 1633–1644.

Robertson, A. I. & Blaber S. J. M. 1992. Plankton, epibenthos and fish communities. In: Robertson AI, Alongi DM (Eds.) *Tropical mangrove ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 173–224.

Santana, F. M. S. & Severi, W. 2009. Composição e estrutura da assembléia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá (PE). *Bioikos*, Campinas: 23, pp. 3-17.

Santos, O. C. O., Alves, C. R. M. & Machado, I. 1992. Clima. In: Programa nacional de gerenciamento costeiro. Relatório técnico. Belém, IDESP/IBAMA/SECTAM, pp. 68-76.

Schneck, F., Schwarzbald, A., Rodrigues, S .C. & Melo, A. S. 2010. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. *Austral Ecology*: 36, pp. 839–848.

Selleslagh, J. & Amara, R. 2008. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine Coastal & Shelf Science*: 79, pp. 507-517.

Simier, M., Blanc, L., Aliame, C., Diouf, P. S., Albaret, J. J. 2004. Spatial and temporal structure of fish assemblages in an “inverse estuary”, the Sine Saloum system (Senegal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*: 59, pp. 69-86

Soininen J, McDonald R, Hillebrand H. 2007. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*: 30, pp. 3–12.

Tilman, D. 2004. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*: 101, pp. 10854–10861.

Whitfield, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*: 9, pp. 151–186.

Yañez-Arancibia, A. 1985. El necton estuarino: por qué y cómo una monografía ecológica. In: *Ecología de comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: Hacia una integración de ecosistemas*. Yañez- Arancibia, A. (ed). México, Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 1-8.

## ANEXO

### NÚMEROS DE TOMBO (orden alfabético)

*Achirus achirus*: MPEG23080, MPEG23107; *Achirus lineatus*: MPEG23210, MPEG23226, MPEG23250; *Anableps anableps*: MPEG22995; *Anchoa* sp.: MPEG23018; *Anchovia surinamensis*: MPEG23100; Ariidae sp.: MPEG23147, MPEG23198; *Arius proops*: MPEG23013, MPEG23015, MPEG23054, MPEG23077, MPEG23182; *Arius quadriscutis*: MPEG23180; *Arius rugispinis*: MPEG23055, MPEG23117, MPEG23135, MPEG23172, MPEG23197; *Aspredo aspredo*: MPEG22985, MPEG22997; *Bagre bagre*: MPEG23012, MPEG23026, MPEG23060, MPEG23073, MPEG23103, MPEG23130, MPEG23137, MPEG23181; *Batrachoides surinamensis*: MPEG23082, MPEG23096; *Brachyplatystoma vailantii*: MPEG23142, MPEG23234; *Caranx hippos*: MPEG23217; *Cathorops agassizii*: MPEG22981, MPEG22989, MPEG22991, MPEG22994, MPEG22999, MPEG23001, MPEG23011, MPEG23016, MPEG23037, MPEG23042, MPEG23044, MPEG23070, MPEG23071, MPEG23083, MPEG23099, MPEG23104, MPEG23113, MPEG23138, MPEG23140, MPEG23149, MPEG23156, MPEG23161, MPEG23166, MPEG23169, MPEG23174, MPEG23186, MPEG23195; *Cathorops spixii*: MPEG22990, MPEG22998, MPEG23009, MPEG23014, MPEG23029, MPEG23030, MPEG23047, MPEG23050, MPEG23052, MPEG23062, MPEG23064, MPEG23069, MPEG23075, MPEG23105, MPEG23131, MPEG23141, MPEG23150, MPEG23160, MPEG23175, MPEG23179, MPEG23185, MPEG23196, MPEG23205; *Centropomus parallelus*: MPEG22978, MPEG23031, MPEG23102, MPEG23200; *Centropomus undecimalis*: MPEG23033; *Cetengraulis edentulus*: MPEG23028, MPEG23046, MPEG23078, MPEG23108, MPEG23115, MPEG23152, MPEG23170, MPEG23190, MPEG23194, MPEG23204; *Chaetodipterus faber*: MPEG23213, MPEG23229, MPEG23232, MPEG23253; *Citharichthys spilopterus*: MPEG23049, MPEG23066, MPEG23207, MPEG23209, MPEG23211, MPEG23216, MPEG23225, MPEG23239, MPEG23242, MPEG23245; *Colomesus psittacus*: MPEG22976, MPEG23006, MPEG23086, MPEG23192; *Conodon nobilis*: MPEG23220; *Crenicichla* sp.1: MPEG22983; *Crenicichla* sp.2: MPEG22982; *Cynoscion acoupa*: MPEG23005, MPEG23089, MPEG23101, MPEG23126, MPEG23145, MPEG23202; *Cynoscion leiarchus*: MPEG23081, MPEG23246; *Cynoscion microlepdotus*: MPEG23074, MPEG23090, MPEG23116, MPEG23120, MPEG23203, MPEG23214, MPEG23247, MPEG23251; *Cynoscion* sp.: MPEG23224; *Cynoscion virescens*: MPEG23008, MPEG23035, MPEG23041, MPEG23045, MPEG23057, MPEG23134; *Dasyatis guttata*: MPEG23020, MPEG23231; *Diapterus auratus*: MPEG23154, MPEG23188, MPEG23243, MPEG23255; *Epinephelus itajara*: MPEG23093, MPEG23215; *Genyatremus luteus*: MPEG23004, MPEG23032, MPEG23039, MPEG23065, MPEG23114, MPEG23124, MPEG23133, MPEG23153, MPEG23165; *Gymnothorax funebris*: MPEG23252; *Gymnura micrura*: MPEG23222; *Hemicaranx amblyrhynchus*: MPEG23221; *Himantura schmardae*: MPEG23244; *Hypostomus* sp.: MPEG22977, MPEG23095, MPEG23233, MPEG23236; *Lagocephalus laevigatus*: MPEG23228; *Litodoras dorsalis*: MPEG22988; *Lutjanus analis*: MPEG23256; *Lutjanus jocu*: MPEG23094,

MPEG23122, MPEG23132; *Lycengraulis grossidens*: MPEG22993, MPEG23157, MPEG23189; *Macrodon ancylodon*: MPEG23025, MPEG23048, MPEG23051, MPEG23058, MPEG23068, MPEG23110, MPEG23118, MPEG23176; *Megalops atlanticus*: MPEG22992; *Menticirrhus americanus*: MPEG23079, MPEG23129, MPEG23164; *Menticirrhus littoralis*: MPEG23024, MPEG23038, MPEG23061; *Mugil curema*: MPEG22980, MPEG23007, MPEG23022, MPEG23085, MPEG23128, MPEG23162; *Mugil curvidens*: MPEG23237, MPEG23241; *Mugil hospes*: MPEG23158, MPEG23183; *Mugil incilis*: MPEG23240; *Mugil trichodon*: MPEG23219, MPEG23235, MPEG23238, MPEG23257; *Oligoplites palometa*: MPEG23076; *Oligoplites saurus*: MPEG23249; *Protosciaena bathytatos*: MPEG23034, MPEG23056, MPEG23092, MPEG23112, MPEG23136, MPEG23199, MPEG23206, MPEG23208, MPEG23212; *Pseudachenipterus nodosus*: MPEG22987, MPEG23000, MPEG23063, MPEG23163, MPEG23167, MPEG23193; *Pterengraulis atherinoides*: MPEG22979, MPEG22986, MPEG23091, MPEG23109, MPEG23146, MPEG2317; *Pterengraulis* sp.: MPEG23019; *Sciades hezbergii*: MPEG22984, MPEG23002, MPEG23027, MPEG23036, MPEG23040, MPEG23043, MPEG23067, MPEG23084, MPEG23098, MPEG23106, MPEG23127, MPEG23139, MPEG23148, MPEG23155, MPEG23168, MPEG23173, MPEG23178, MPEG23184, MPEG23191, MPEG23201; *Scomberomorus brasiliensis*: MPEG23003, MPEG23021, MPEG23072; *Selene vomer*: MPEG23187; *Sphoeroides greeleyi*: MPEG23151; *Sphoeroides testudineus*: MPEG23023, MPEG23123; *Stellifer naso*: MPEG22996, MPEG23010, MPEG23087, MPEG23097, MPEG23119, MPEG23125, MPEG23143, MPEG23159; *Stellifer rastrifer*: MPEG23017, MPEG23053, MPEG23059, MPEG23088, MPEG23111, MPEG23121, MPEG23144, MPEG23177; *Trachinotus carolinus*: MPEG23248, MPEG23254; *Umbrina coroides*: MPEG23218, MPEG23223, MPEG23227, MPEG23230.