



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA
LABORATÓRIO DE BIOLOGIA PESQUEIRA E MANEJO DE RECURSOS AQUÁTICOS
GRUPO DE ECOLOGIA, MANEJO E PESCA DA AMAZÔNIA

ASSEMBLEIA DE PEIXES DE CANAIS DE MARÉ DAS ILHAS DO ESTUÁRIO
AMAZÔNICO



UALERSON IRAN PEIXOTO DA SILVA

BELÉM-PA

2015

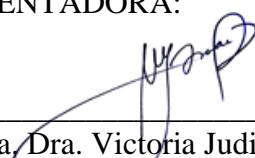
UALERSON IRAN PEIXOTO DA SILVA

ASSEMBLEIA DE PEIXES DE CANAIS DE MARÉ DAS ILHAS DO ESTUÁRIO
AMAZÔNICO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Dissertação apresentada e aprovada em 01 de abril de 2015.

ORIENTADORA:




Profa. Dra. Victoria Judith Isaac Nahum
Instituto de Ciências Biológicas - UFPA

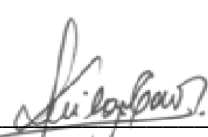
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Eduardo Tavares Paes – Membro titular
Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA



Profa. Dra. Flavia Lucena Frédou – Membro titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE



Dra. Keila Renata Moreira Mourão – Membro titular
Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo dos Recursos Aquáticos – UFPA

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFPA

Peixoto da Silva, Ualerson Iran, 1988-
Assembléia de peixes dos canais de maré de ilhas
do estuário amazônico / Ualerson Iran Peixoto da
Silva. 2015.

Orientadora: Victoria Judith Isaac Nahum.
Dissertação (Mestrado) - Universidade
Federal do Pará, Instituto de Ciências
Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ecologia Aquática e Pesca, Belém, 2015.

1. Ecologia aquática. 2. Peixe. I. Título.
CDD 23. ed. 577.72

APOIO FINANCEIRO E LOGÍSTICO



Programa de pós-graduação
Ecologia Aquática
e Pesca



FUNDO AMAZONIA



Ministério do
Meio Ambiente

Ministério do
Desenvolvimento, Indústria
e Comércio Exterior



AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Federal do Pará (UFPA) e ao Programa de Pós graduação em Ecologia Aquática e Pesca (PPGEAP), pela oportunidade de dar continuidade a minha vida acadêmica, de aprimorar, aumentar e consolidar conhecimentos. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao meu pai Francisco Iran, minha mãe Maria Selma, meu irmão Uarley Peixoto, sem todo o apoio, carinho e amor de vocês esse sonho não estaria se realizando, obrigando por sempre apoiarem meus sonhos, mesmo que isso signifique estar longe de vocês. Amo vocês.

Um obrigado especial a Stefanie Napoleão e ao Sandro Mendes, obrigado por toda a força, pela atenção e amor; pela compreensão e companheirismo; obrigado por sempre acreditarem em mim, até mesmo quando eu não acreditava mais.

Obrigado a galera da “república SELVA”, Índio Milton de Paula e Ronildo Benicio, por toda convivência, conversas, ideias trocadas, cervejas e parceria. Valeu galera.

Um agradecimento especial a minha orientadora Prf^a. Victoria Isaac, por ter me aceitado como orientando, confiando em mim e no meu trabalho, repetindo a mesma coisa várias vezes sempre com paciência. Obrigado “profi”.

Obrigado a todos os professores do PPGEAP, por todos os conselhos, dicas e conhecimentos passados dentro ou fora de sala de aula.

Obrigado a Naty, por toda alegria e simpatia no laboratório e pelo delicioso cafezinho da manhã e da tarde.

Um obrigado especial a família BNDES, Marcio Rayol, Hulck (Vulgo Anderson Carvalho), Danusa de Paula, Bruno Sodré, Barbara Heck, e aos agregados Esther Mesquita, Paulo da Mata e Renata Crespim, muito obrigado por todos os almoços regados a boas risadas, aos cafés de fim de tarde, as conversas sérias e as mais despreziosas; obrigado pela companhia, força e ajuda seja de cunho profissional ou pessoal. Vlw galera. Obrigado a Todos!!

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Descrição dos códigos e áreas (m ²) dos pontos de coleta por ilha e sub bacia.	19
Tabela 2: Guildas ambientais. Adaptado de Mourão et. al., (2014), Elliott et. al., (2007)	26
Tabela 3: Guildas Tróficas. Adaptado de Mourão et. al., (2014), Elliott et. al., (2007).	26
Tabela 4: Valores médios, mínimos, máximos e erro padrão das variáveis físico-químicas da água nos 16 canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. para os períodos seco e chuvoso. OD: Oxigênio dissolvido; pH: Potencial hidrogênionico; Temp.: Temperatura; Sal.: Salinidade.	28
Tabela 5: Lista de espécies dos indivíduos coletados nos 16 canais de maré de ilhas do estuário amazônico, PA. (FO%) Frequência de ocorrência, (GT) Guilda Trófica, (GA) Guilda ambiental, (CTM) Comprimento total médio em centímetros, (PTM) Peso total médio.	33

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da área de estudo (ilhas do estuário amazônico) com seus respectivos pontos de coleta durante o período de outubro de 2013 a julho de 2014. ...	19
Figura 2: Contribuição relativa das guildas ambientais, total e por períodos hidrológicos.	31
Figura 3: Contribuição relativa das guildas tróficas, total e por períodos hidrológicos.	32
Figura 4: Resultado da diversidade beta média por canal de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. para o período chuvoso.	38
Figura 5: Resultado da diversidade beta média por canal de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. para o período seco.....	39
Figura 6: Resultado da Análise de Redundância Parcial (RDAP) para os 16 canais de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. para os períodos chuvoso, seco e períodos agrupados, apresentando a influência dos fatores espaciais, ambientais e a interação entre eles sobre a diversidade beta destes ambientes.	40
Figura 7: Variação espacial das estimativas de riqueza dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas, $a>b>c$	41
Figura 8: Variação espacial das estimativas de diversidade dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas $a>b>c>d$	42
Figura 9: Variação espacial das estimativas de diversidade dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas $a>b>c$	43
Figura 10: Variação espacial das estimativas de abundancia relativa dos (CPUAn) da ictiofauna dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas, $a>b$	44
Figura 11: Variação espacial das estimativas de biomassa relativa dos indivíduos (CPUAb) dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.....	45
Figura 12: Regressões dos índices de diversidade, abundancia e biomassa em função da área inundada (m^2) dos canais de maré de ilhas do estuário amazônico.	46
Figura 13: Análise de agrupamento Cluster da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.	47

Figura 14: Análise de ordenação multidimensional (MDS) da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.	47
Figura 15: Análise de coordenadas principais (PCO) da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA, mostrando as espécies que possuem maior correlação com as ilhas.....	48
Figura 16: Curvas de abundância e biomassa (ABC) da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA, por ilhas e períodos do ano.	50
Figura 17: Análise do espectro de tamanhos da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.	51

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. METODOLOGIA.....	18
2.1. Área de estudo.....	18
2.2. Coleta dos dados	21
2.2.1. Coleta dos Peixes	21
2.2.2. Variáveis ambientais	22
2.2.3. Variáveis espaciais	22
2.3. Processamento das Amostras	23
3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	23
3.1. Diversidade Beta.....	23
3.2. RDAp	24
3.3. Índices de Diversidade.....	24
3.4. Abundância e biomassa relativa – (CPUA)	25
3.5. Análise de Variância	25
3.6. Grupos Funcionais	26
3.7. Análises de agrupamento e ordenação.....	27
3.8. Comparações de abundancia e biomassa – curvas abc	27
3.9. Espectro de tamanho	28
3. RESULTADOS	28
4.1. Variáveis físico-químicas da água	28
4.2. Composição da ictiofauna.....	30
4.3. Guildas ambientais.....	31
4.4. Guildas tróficas	32
4.5. Diversidade beta.....	38
4.6. Influência do ambiente e espaço sobre a diversidade beta	39
4.7. Indicadores de diversidade.....	40
4.8. Abundância (CPUAn) e biomassa (CPUAb)	43
4.9. Regressões.....	45
4.10. Análises de agrupamento e ordenação	46
4.11. Comparações de abundancia e biomassa – curvas abc	49

4.12. Espectro de Tamanho.....	50
4. DISCUSSÃO.....	51
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	59
6. REFÊRENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	61

RESUMO

Os estuários são ambientes dinâmicos e altamente produtivos que servem como local de alimentação, refúgio e berçário para vários animais. Este ecossistema possui um importante papel para várias espécies, em especial para os peixes; existem espécies de peixes que possuem todo o seu ciclo de vida nesses ambientes e outras que fazem migrações sazonais ou diárias para alimentação, reprodução e/ou abrigo. Apesar de ser uma zona dinâmica com flutuações diárias e sazonais, este ambiente possui uma fauna rica, diversa e bem adaptada. O presente trabalho tem como objetivo principal avaliar a qualidade ambiental dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico através da abundância e biomassa da assembleia de peixes, e avaliar quais os principais fatores estruturantes da diversidade beta e densidade destas assembleias. As coletas foram realizadas trimestrais com redes de tapagens em 16 canais de maré das ilhas do estuário amazônico, duas coletas no período chuvoso e duas no período seco, sendo dois canais amostrados na ilha do Combu, dois na ilha de Cotijuba, quatro na ilha das Onças e oito canais na ilha de Mosqueiro. Foram coletados m total de 4.016 espécimes de peixes, as espécies mais abundantes foram *Lithodoras dorsalis* (30,81%), *Plagioscion squamosissimos* (15,99%), *Pachypops fourcroyi* (6,58%) e *Ageneiosus ucayalensis* (6%). Juntas, as quatro espécies somam mais de 50% da abundância total; não foram encontradas diferenças significativas da diversidade, abundância e biomassa entre os períodos chuvoso e seco, as diferenças foram encontradas apenas para os canais; a diversidade beta dos canais foi baixa, em média 0,31, sendo que nem o ambiente nem o espaço apresentaram poder preditivo sobre a diversidade beta dos canais; as análises de agrupamento e ordenação mostraram que os canais das ilhas de Mosqueiro e das Onças. Em resumo, os canais de maré das ilhas do estuário amazônico possuem uma assembleia de peixes rica e diversa que segue modelos nulos de distribuição, ou seja, sua estruturação segue modelos aleatórios; estes canais são importantes ambientes de alimentação para a ictiofauna, que realiza pequenas migrações com fins de alimentação e busca por abrigos, reguladas pela ação das marés; as maiores abundâncias e biomassas encontrados foram nos canais das ilhas de Mosqueiro e das Onças, sendo os canais destas ilhas mais similares entre si e apresentam as melhores condições para o desenvolvimento da ictiofauna; possuem árvores que fornecem frutas e sementes que são importantes para a alimentação dos peixes que adentram estes canais, reforçando sua função como local de alimentação; os indicadores de diversidade, abundância e biomassa não apresentaram relação com a área inundada dos canais; possivelmente estas variáveis podem estar relacionadas com outras variáveis não mensuradas neste trabalho.

Palavras-chaves: Estuário amazônico, diversidade beta, ictiofauna, canais de maré.

ABSTRACT

Estuaries are dynamic and highly productive environments that serve as feeding sites, nursery and refuge for many animals. This ecosystem has an important role in various species, especially for fish; there are species of fish that have all their life cycle in these environments and others that are seasonal or daily migrations for feeding, reproduction and / or shelter. Despite being a dynamic area with daily and seasonal fluctuations, this environment has a rich, diverse and well adapted fauna. This study aims to evaluate the environmental quality of the tide of the Amazon estuary islands channels through the abundance and biomass of the fish assemblage, and evaluate what the main structural factors of beta diversity and density of these meetings. Samples were collected quarterly with blocknets in 16 tidal channels of the Amazon estuary islands, two collections during the rainy season and two in the dry season, two channels sampled on the island of Combu two on the island of Cotijuba four on the island of Onças and eight channels on the island of Mosqueiro. A total of 4,016 specimens of fish were collected, the most abundant species were *Lithodoras dorsalis* (30.81%), *Plagioscion squamosissimos* (15.99%), *Pachypops fourcroyi* (6.58%) and *Ageneiosus ucayalensis* (6%). Together, the four species account for more than 50% of the total abundance; there were no significant differences in the diversity, abundance and biomass between the rainy and dry seasons, were found differences only for the channels. Beta diversity of channels was low on average 0.31, and neither the environment nor the space had predictive power on beta diversity of channels; the cluster analysis and ordination showed that the channels of the islands of Mosqueiro and Oças. In summary, the tidal channels of the Amazon estuary islands have a meeting of the rich and diverse fish following null models of distribution, that is, its structure follows random models. These channels are important feeding environments for ictiofauna, which conducts small migrations to feeding purposes and search for shelter, regulated by the action of the tides. the greatest abundance and biomass were found in the channels of the islands of Mosqueiro and of the Onças, and the channels of these islands are more similar to each other and have the best conditions for the development of the fish fauna, have trees that provide fruit and seeds that are important to feed the fish that enter these channels, strengthening its role as a place of feeding. Diversity indicators, abundance and biomass were not associated with the flooded area of the channels; these variables may possibly be related to other variables not measured in this study.

Key-words: Amazon Estuary, beta diversity, fish fauna, tidal channels.

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas estuarinos são ambientes altamente dinâmicos e produtivos, possuem como características principais a mistura de águas e sedimentos de origem oceânica e fluvial, que cria oscilações diárias e sazonais nas características físico-químicas da água e forçam os organismos que possuem seu ciclo de vida no estuário a criarem mecanismos de adaptação fisiológica para o seu desenvolvimento (Elliott & McLusky, 2002; McLusky & Elliott, 2004). Estas áreas de transição entre o rio e o ambiente marinho (McLusky & Elliott, 2004) apresentam algumas características específicas, tais como; alteração na turbidez da coluna d'água, mudança gradual nos níveis de salinidade, gases dissolvidos, composição química, metais traços, nutrientes e sedimentos (Elliott & McLusky, 2002).

Os estuários são corpos d'água fechados ou semifechados que se conectam ao oceano periodicamente ou permanentemente; possuem níveis de salinidade que aumentam gradualmente na direção do rio para o oceano, devido a diminuição do aporte de água de origem fluvial em direção ao oceano (Pritchard, 1967). Podem ser divididos em três zonas: estuário inferior ou marinho, que possui uma ligação direta com o oceano; estuário intermediário ou do meio, que possui uma alta mistura de água e elevada salinidade; e o estuário superior ou fluvial, que possui águas mais doces, mas ainda está sujeito à ação das marés. Os limites entre estas zonas são variáveis e sujeitos a mudanças sazonais (Fairbridge, 1980). A parte externa do estuário, possui uma seção mais larga e é dominado por fortes correntes de maré de origem oceânica, enquanto a parte mais interna, mais fechada, é dominada por correntes de rio; estas correntes carregam um grande fluxo de sedimento, e como consequência, uma série de bancos de areia são criados em alinhamento com a direção da corrente dominante (Dyer, 1996).

Pritchard (1967), Fairbridge (1980) e Dyer (1996) conceituam os estuários de forma clara, quanto aos níveis de salinidades encontrados nestes ambientes, a influência da maré e seus aspectos geomorfológicos, respectivamente. McLusky & Elliott (2004) conceituam o estuário como um ambiente definido por um limite máximo de qualquer influência marinha, seja devido a ação das marés, ou à presença de cunha salina. A heterogeneidade e a dinâmica dessas características determinam padrões de ocupação da fauna e flora nestes ecossistemas (Barthem, 1985; Barletta et al., 2005)

A conectividade, rio – oceano, transforma os estuários em uma importante rota de migração para várias espécies de peixes que possuem seu desenvolvimento, ou parte dele em ambientes marinhos ou de águas interiores. Espécies de peixes que possuem sua zona de alimentação em ambiente marinho e de desova em ambientes de água doce, ou que possuem sua área de alimentação em ambientes de água doce e desova em regiões oceânicas, usam o estuário como uma rota de migração entre estes dois ambientes (Elliott et al., 2007)

Estas zonas altamente produtivas oferecem serviços ecossistêmicos (Elliott & McLusky, 2002) de elevada importância para a pesca, para o homem e para os animais; grande parte do pescado de importância comercial capturado para consumo humano no mundo tem parte do seu ciclo de vida nos estuários (Barletta et. al., 1998). Por sua vez, o homem construiu grandes cidades no entorno dos estuários devido à facilidade para instalações portuárias, atividades econômicas e de lazer (Miranda, 2002). E a biota animal utiliza os estuários como zona de alimentação, refúgio e reprodução (Laegdsgaard & Johnson, 1995; Gibson et. al., 1998; McLusky & Elliott, 2004).

Este ecossistema possui um importante papel para várias espécies, em especial para os peixes; devido à pouca abundância de espécies piscívoras, estes ambientes apresentam baixos níveis de predação e áreas com elevados níveis de produtividade, sendo assim, um importante ambiente que oferece abrigo seguro contra predadores e oportunidades de alimentação (Krumme et. al., 2004). Algumas funções ecológicas do estuário são responsáveis por manter e estruturar a diversidade da assembleia de peixes (Fauth et al. 1996) e criar áreas limitantes para o seu desenvolvimento. Devido às instabilidades das variáveis ambientais dos estuários, existem espécies de peixes que possuem todo o seu ciclo de vida nesses ambientes e outras que fazem migrações sazonais ou diárias para alimentação, reprodução e/ou abrigo (Gibson et. al., 1998; Krumme et. al., 2004).

Estes ambientes possuem uma alta complexidade ecológica; sua composição e estrutura taxonômica muda no espaço e no tempo em função da profundidade, temperatura, salinidade, turbidez, substrato e disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica (Krumme et. al., 2004; França et. al., 2008; Nip & Wong, 2010; Neves et. al., 2011). Assim como a composição e estrutura das guildas ambientais e tróficas destes sistemas são ferramentas importantes para o melhor entendimento da estrutura e

funcionamento do ambiente; podem responder a modificações no espaço e tempo de forma similar ou independente em função de pressões ambientais de diferentes origens (Mathieson et. al., 2000; McLusky & Elliott, 2004).

Em ecologia de comunidades, um dos maiores desafios é entender como a diversidade das comunidades biológicas está distribuída no espaço e no tempo e quais são seus processos estruturantes em escalas locais e regionais (Ricklefs, 1987; Soininen et al., 2007). Existem três formas clássicas de aferir a diversidade de acordo com a escala em que é medida: a diversidade alfa (α), diversidade beta (β) e diversidade gama (λ). A diversidade alfa consiste em uma diversidade local, representando um número total de espécies dentro de um habitat ou de um local de coleta em específico; a diversidade beta constitui a heterogeneidade da composição de espécies em uma escala espacial ou temporal; e a diversidade gama corresponde à diversidade de uma região ou paisagem, sendo representada pelo número total de espécies de todos os habitats ou locais de coleta (Whittaker, 1960, 1972; Magurran, 2004).

A diversidade beta ou o grau de dissimilaridade entre locais de amostra representa a troca (*Turnover*) ou variação das espécies entre habitats e pode auxiliar na compreensão dos fatores que influenciam a variabilidade dos padrões de composição e abundância das espécies (Whittaker, 1975). Este entendimento pode subsidiar medidas de planejamento e criação de unidades de conservação para preservação da diversidade biológica (Balvanera et al., 2002; Bridgewater et al., 2004). Alguns fatores como variáveis ambientais, temporais e geográficos, podem influenciar na determinação da diversidade beta (Nekola & White, 1999; Soininen et al., 2007).

Os fatores classicamente mais testados como estruturadores do padrão de diversidade das comunidades biológicas são as características abióticas do ambiente, que determinam a distribuição das espécies (Vanormelingen et al. 2008). Esta abordagem possui como base a teoria do nicho (Hutchinson, 1959) que postula que as espécies possuem diferentes requerimentos ecológicos e tolerâncias a variáveis bióticas e abióticas, criando um espaço n-dimensional que determina seus limites de distribuição (Hutchinson 1959). A abordagem espacial, baseada na teoria neutra (Hubbell 2001), parte do pré suposto de que as espécies são equivalentes e competem por recursos similares, possuem como maior agente estruturador as distâncias geográficas, que

refletem a capacidade de dispersão das espécies (Hubbell, 2001; Soininen et al., 2007, Heino et. al., 2010).

O estuário amazônico possui características peculiares devido à intensidade da descarga do Rio Amazonas, lhe configurando uma hidrologia de ambientes límnicos, apesar de sua geomorfologia ser características de ambientes estuarinos; é formado pelas baías do Guajará e Marajó, que recebem um aporte de água do rio Tocantins, Moju, Acará, Guamá e do rio Amazonas. Possui como característica principal a sazonalidade do regime de chuvas. No primeiro semestre do ano, a incidência de chuvas se intensifica, aumentando assim os níveis dos rios e a vazão fluvial, bem como a pluma do Rio Amazonas no Oceano Atlântico, dando características mais limnéticas ao estuário. Já no segundo semestre do ano, que tem como característica o baixo índice de pluviosidade na região, a descarga de água dos rios diminui e aumenta um pouco salinidade no ambiente. Este padrão sazonal também determina a produtividade pesqueira que concentra seus esforços alternadamente para as espécies que ocorrem em maior abundância, seja na estação de chuva ou seca (Barthem, 1985; Isaac & Barthem, 1995).

Este sistema abriga importantes áreas que são hidrologicamente e ecologicamente conectadas e oferecem funções vitais para o desenvolvimento humano e de organismos aquáticos (Giarrizzo & Krumme, 2007), como os furos e canais que servem principalmente para a navegação regional e a pesca de pequena escala. Os ambientes intertidais oferecem diferentes funcionalidades para as assembleias de peixes, entre eles, os canais de maré, que são importantes para as espécies que realizam migrações diárias para estes ambientes de acordo com o pulso de maré, seja em busca alimentação ou de abrigo seguro contra predadores (Krumme et. al., 2004).

Os canais de maré são áreas alagáveis periodicamente, de acordo com o regime de maré. Na maré alta, o canal fica completamente inundado e na maré vazante, este seca quase que completamente; assim, o pulso de inundação é dependente do regime de maré (Perillo et al., 2009). Os peixes se concentram em regiões subtidas e adentram os canais na maré alta em busca de alimento e locais seguros; na maré baixa, estes peixes são obrigados a sair para os canais mais profundos. Estes movimentos de migrações diárias de acordo com o regime de maré, o tamanho do canal e os períodos do ano podem estar relacionados aos padrões de diversidade e abundância das espécies

(Krumme et. al., 2004). O melhor conhecimento dessas relações é essencial para compreender mudanças na estrutura das assembleias de peixes, sua vulnerabilidade a impactos e devem fornecer subsídios para uma melhor gestão dos recursos pesqueiros na região.

Os canais de maré das ilhas do entorno de Belém são ambientes sinuosos e de difícil acesso, variando quanto as suas características edáficas, ordem e vegetação marginal, podendo ou não conter nascentes em suas cabeceiras. A vegetação encontrada é composta por aningas, (*Montrichardia linifera*) arvores frutíferas como açáí (*Euterpe oleracea*), taperebá (*Spondias mombine*), entre outras, e por arvores de mangue, como *Rhizophora mangle*. Seus leitos são compostos por sedimento lamoso, galhos, troncos e raízes. Estas características transformam este ambiente dinâmico em uma área segura e com suficientes fontes de alimento. Isto justifica o seu uso pela assembleia de peixes como área de alimentação, berçário e/ou recrutamento de diversas espécies, dando a este ambiente uma alta importância ecológica por fornecer um ambiente seguro para o desenvolvimento de uma ictiofauna rica bem adaptada as condições locais (Torres, 2010).

Estima-se que cerca de 65% do território de Belém seja composto por suas 39 ilhas, sendo a maioria habitada por comunidades ribeirinhas que vivem principalmente da pesca e do extrativismo (Belém, 2001). Estas populações possuem uma íntima relação com os recursos naturais do ambiente, seja como principal fonte de renda ou de alimento. O peixe representa a principal fonte de proteína animal e também contribui com a renda familiar. Apesar de apresentar uma importância ecológica na manutenção da biodiversidade e dos recursos explorados tanto economicamente quanto para subsistência das comunidades ribeirinhas, devido a sua proximidade com Belém estes ambientes vêm sofrendo pressões do desenvolvimento e crescimento desordenado e do desmatamento da floresta ciliar. Os resultados encontrados podem servir de subsídios para a determinação de áreas prioritárias de conservação dos ambientes estuarinos.

Este trabalho tem como objetivo principal avaliar quais os principais fatores estruturantes da diversidade beta, abundância e biomassa das assembleias de peixes dos canais de maré de ilhas do entorno de Belém, testando a hipótese de que; i) Devido as semelhanças das características físico-químicas da água nos ambientes amostrados, os períodos do ano e as distâncias geográficas podem ser os principais agentes

estruturadores da diversidade beta de peixes; e ii) Que canais de marés com maiores áreas de inundação comportam uma densidade de fauna maior e mais diversa que canais de marés com menores áreas, devido à maior oferta de alimento e abrigos.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

A área de estudo deste trabalho localiza-se na região insular de Belém, nas ilhas do Combu, Onças, Cotijuba e Mosqueiro, localizadas na parte mais interna estuário amazônico, compreendendo a foz do rio Guamá, baía do Guajará e baía do Marajó, respectivamente (Figura 1). Estas ilhas foram escolhidas para o presente trabalho devido apresentarem importância socioeconômica no cenário regional, seja pelas atividades de extrativismo vegetal, pesca e turismo, ou pela crescente especulação imobiliária sobre seus territórios. Estes fatores podem aumentar o desmatamento e a pressão sobre os recursos naturais e incentivam o crescimento desordenado.

As coletas de dados foram realizadas nos canais de maré destas ilhas do estuário amazônico; para padronização dos locais amostrados, o número de canais por ilha foi definido em função do tamanho das ilhas e escolhidos de acordo com o número de sub-bacias existentes na ilha, cada canal representa uma sub-bacia; um total de 16 canais de marés de diferentes ordens distribuídos nas quatro ilhas foi amostrado, sendo dois canais de maré na ilha do Combu, quatro canais na ilha das Onças, dois canais em Cotijuba e oito canais na ilha de Mosqueiro. Buscou-se identificar para cada canal de maré um começo e fim, um canal único e sem conectividade. Para facilitar o entendimento, os pontos amostrais dentro das sub-bacias foram identificados com códigos, de acordo com a tabela a seguir (Tabela 1):

Tabela 1: Descrição dos códigos e áreas (m²) dos pontos de coleta por ilha e sub bacia.

Ilha	Sub-bacia	Área do Canal (m ²)	Código
Combu	Piriquitaquara	317,31	COM01
Combu	Combu	1.277,80	COM02
Onças	Laranjeiras	569,41	ON03
Onças	Piramanha Alto	574,01	ON04
Onças	Nazário	786,52	ON05
Onças	Madre de Deus	750,00	ON06
Cotijuba	Novo Piri	314,94	COT07
Cotijuba	Fazendinha	427,31	COT08
Mosqueiro	Murubira	139,89	MO09
Mosqueiro	Pratiquara	333,87	MO10
Mosqueiro	Mari Mari	460,73	MO11
Mosqueiro	Marinhas	1000,00	MO12
Mosqueiro	Pirajussara	822,69	MO13
Mosqueiro	Barreiras	349,62	MO14
Mosqueiro	Sucurijuquara	274,15	MO15
Mosqueiro	Baia do Sol	617,24	MO16

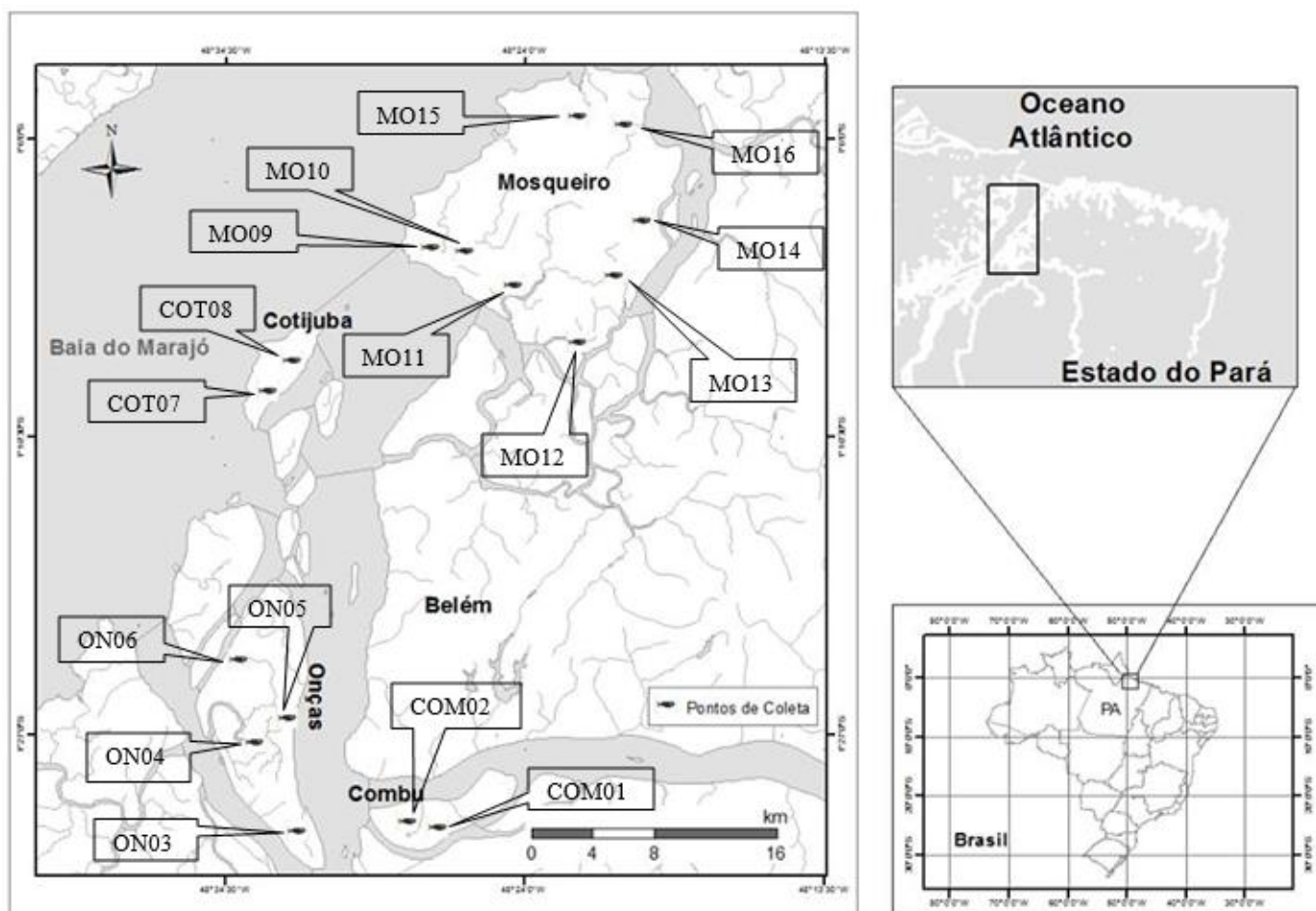


Figura 1: Localização da área de estudo (ilhas do estuário amazônico) com seus respectivos pontos de coleta durante o período de outubro de 2013 a julho de 2014.

Esta região apresenta águas com turbidez elevada e grande concentração de partículas em suspensão, dando uma coloração barrenta a água. É uma região dinâmica, recebendo grande aporte de água e sedimento de origem oceânica e fluvial. Possui sedimentos de fundo lamoso e arenoso, sendo a principal descarga de água fluvial oriunda do rio Tocantins, e de afluentes como o rio Acará, Moju, Guamá e parte da descarga do rio Amazonas através do estreito de Breves, fazendo com que o estuário possua características oligohalinas, com baixa salinidade, girando em torno de 0 a 10‰. Possui um regime de macro-marés semi-diurnas com amplitudes variando entre 2 e 4 metros. Apresenta clima tropical úmido com temperaturas médias variando de 24 a 32 °C, com padrões climáticos definidos em dois períodos: um chuvoso, que compreende os meses de janeiro a junho, com precipitações medias mensais de 1.657 mm, e outro de estiagem, que se estende durante os meses de julho a dezembro, com precipitações médias mensais girando em torno de 487 mm (Barthem, 1985; Cordeiro, 1987; Moraes et al. 2005; Gregório & Mendes, 2009).

A ilha do Combu, pertencente ao município de Belém, é uma Unidade de Conservação (UC), na categoria de APA (Área de Preservação Ambiental), criada pelo decreto de lei 6083/97, suas atividades estão ligadas ao extrativismo do açaí (*E. oleracea*), pesca e turismo, possui uma área de 15 km² onde predomina o ambiente de várzea, sua população estimada é de 985 pessoas. A ilha localiza-se na margem esquerda da foz do rio Guamá, faz divisa ao sul com o furo do Benedito, ao norte com o rio Guamá, a oeste pela baía do Guajará e a leste com o furo Paciência. (Ribeiro, 2010).

A ilha das Onças pertencente ao município de Barcarena possui área de aproximadamente 95,98 km² e localiza-se entre as cidades de Barcarena e Belém. Seu canal principal, o Piramanha, é utilizado para o transporte de passageiros entre Belém e Barcarena. A ilha está ligada a atividades extrativistas, como a pesca e principalmente o extrativismo do açaí. A ilha é banhada ao norte e leste pelas águas da baía do Guajará, a oeste faz divisa com o canal do Carnapijó e ao sul é banhada pelas águas do rio Acará (Torres, 2010).

A ilha de Cotijuba, pertencente ao município de Belém, localiza-se na baía do Marajó, possui uma área de aproximadamente 16 km² e uma população estimada em 1,600 habitantes. A ilha é essencialmente ligada a atividades rurais e extrativistas como

agricultura e pesca e atualmente vem se tornando um importante atrativo turístico, o que vem modificando a paisagem natural (Martins, 2003).

A ilha de Mosqueiro, pertencente ao município de Belém, é a mais urbanizada dentre as ilhas escolhidas para este trabalho, localiza-se na porção mais externa do estuário amazônico, possui uma área de aproximadamente 212 km² e uma população de 27,900 habitantes. É banhada pelas águas da baía do Marajó e separada do continente pelo furo das Marinhas. A ilha possui uma faixa urbanizada banhada pela baía do Marajó com uma intensa atividade turística. Possui como principal atividade econômica a pesca, turismo e o extrativismo vegetal (Oliveira & Lucena-Frédou, 2011).

2.2. Coleta dos dados

2.2.1. Coleta dos Peixes

As coletas de peixes foram realizadas trimestralmente durante o período de outubro de 2013 a julho de 2014, sendo duas coletas no período chuvoso e duas no período seco, para as análises, as coletas de cada período foram agrupadas. As pescarias foram feitas com o auxílio de redes de tapagem retangulares tecidas em náilon multifilamento, com 20 mm de malha, sete metros de altura e comprimentos que variaram de 30 a 40 metros. As pescarias foram executadas de noite e apenas durante a lua nova o que favorece a captura de peixes (Krumme et. al., 2004). As pescarias iniciaram na maré baixa, quando o canal de maré se encontrava seco; neste momento, a rede de tapagem foi fixada ao fundo, na entrada do canal, com o auxílio de troncos e galhos, permanecendo fixada à medida que a maré foi enchendo. Na preamar, a rede foi levantada, fechando totalmente o canal e ficando armada durante toda a maré vazante (Barlleta et al., 2003; Krumme et. al., 2004). Este procedimento tem o objetivo de capturar todos os peixes que adentraram o canal junto com a entrada da maré. Na seguinte baixa mar, todos os peixes presos na rede foram coletados e acondicionados em sacos plásticos devidamente etiquetados e posteriormente colocados em caixas isotérmicas com gelo, até o transporte para o Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo dos Recursos Aquáticos da UFPA.

2.2.2. Variáveis ambientais

Para testar o ambiente, durante as coletas foram mensuradas as variáveis físico-químicas da água, pH, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (%) e salinidade (ppm) com um multianalisador de parâmetros ambientais da marca Hanna modelo HI 9828, em dois momentos, quando a rede de tapagem foi levantada, na maré cheia, e no momento da despesca, na maré baixa. A média entre esses valores foi usada neste trabalho. Os parâmetros foram mensurados próximo a rede de tapagem, na desembocadura do canal.

A área (m²) de cada canal de maré foi mensurada com o uso da função “*track*” de um GPS da marca Garmim modelo gpsmap 60csx; foi percorrida toda a extensão do canal utilizando esta função, posteriormente o trajeto marcado foi plotado no software arcGis 10.1 e calculada a área dos canais.

2.2.3. Variáveis espaciais

Para testar o efeito espacial, foi criada uma matriz de variáveis espaciais construída com filtros espaciais entre os canais de maré. A matriz de filtros espaciais foi criada com coordenadas geográficas entre os canais amostrados, através da *Principal Coordinates of Neighbor Matrices* (PCNM) (Borcard & Legendre, 2002). Esta análise utiliza as coordenadas geográficas para criar uma matriz de distância linear entre os canais amostrados, utilizando dados de coordenadas geográficas como variáveis independentes e uma matriz de riqueza de espécies como variável dependente. Nesta rotina, a variação espacial é decomposta em um conjunto finito de autovetores espaciais; isto possibilita a análise espacial em todas as escalas descritas pela configuração espacial dos locais amostrados. (Borcard et al., 2004, Nabout et al., 2009) Todos os autovetores com coeficientes I de Moran maiores que 0,1 foram incluídos na matriz de preditores espaciais

A análise PCNM (Borcard and Legendre, 2002) foi realizada utilizando o programa estatístico *Spatial Analysis in Macroecology* (SAM).

2.3. Processamento das Amostras

Os indivíduos capturados foram identificados no Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo dos Recursos Aquáticos da UFPA, até o menor nível taxonômico possível com o auxílio de chaves de identificação adequadas como Cervigón et. al. (1991), Cervigón et. al., (1992) e Espírito Santo et al. (2005). Foram realizadas consultas a especialistas, quando a identificação até o nível de espécie foi mais difícil. Os indivíduos foram medidos com auxílio de um ictiometro de 0,1 cm de precisão para determinar os comprimentos: total, padrão e furcal (em espécies que apresentam cauda bifurcada). Uma balança de 0,01 g de precisão foi utilizada para determinar o peso total. Alguns exemplares de cada espécie foram coletados para tombamento em coleção ictiológica do Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo dos Recursos Aquáticos.

3. ANALISES ESTATÍSTICAS

3.1. Diversidade Beta

A diversidade beta foi estimada para cada canal de maré por período hidrológico, para fins de comparação. Para o cálculo da diversidade beta foi utilizado o índice de dissimilaridade de Sorensen modificado por Chao et al., (2005). Este índice é calculado a partir da abundância das espécies, para diminuir a influência das espécies mais comuns, foi usada a transformação de Hellinger nos dados de abundância relativa, o índice mede o grau de diferenças na composição em uma escala de 0 à 1, onde 0 representa comunidades totalmente homogêneas e 1 representa comunidades totalmente heterogêneas em termos de composição. Segundo Chao et. al., (2005) este é um bom estimador de diversidade beta porque leva em consideração a abundância relativa e a composição das espécies não sendo sensível à riqueza, permitindo assim uma estimativa mais precisa para comparação. O cálculo do índice seguiu a seguinte forma:

$$J_{abd} = \frac{U V}{U + V - UV} \quad \text{onde:}$$

J_{abd} = é a dissimilaridade entre os locais U e V;

U = é o total da abundância relativa de indivíduos compartilhados entre os canais;

V= é o total da abundância relativa das espécies dos locais.

3.2. RDAp

A análise de Redundância Parcial (RDAp) (Legendre & Legendre, 2000) foi utilizada para avaliar o efeito individual do ambiente e do espaço e sua intersecção sobre a matriz de diversidade beta. Neste teste pode-se usar mais de uma matriz preditora sobre a matriz resposta. No presente estudo foram usadas duas matrizes predictoras, uma contendo todos os autovetores com coeficientes I de Moran maiores que 0,1 gerados com a distâncias geográficas dos canais (matriz espacial) e outra contendo as variáveis físico-químicas da água (matriz ambiental), a terceira matriz, a matriz resposta foi composta com os resultados médios de diversidade beta dos canais. Os testes estatísticos foram realizados usando as rotinas do programa R (R Development Core Team, 2011).

3.3. Índices de Diversidade

Para avaliar a diversidade local, foram utilizados os índices clássicos de diversidade, estes índices foram estimados para cada canal e por período; a riqueza de espécies (S) foi considerada sendo o número total de espécies capturado; a diversidade alfa foi estimada através da diversidade de Shannon (H') onde:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i * \ln p_i)$$

Sendo: p_i a proporção da i -ésima espécie na amostra;

$$p_i = n_i/n$$

Onde: n_i é o número de indivíduos da espécie i ; e n o número total de indivíduos da amostra.

Quanto maior o índice de Shannon, maior é a diversidade do local. Para avaliar a existência de espécies dominantes em uma amostra e o quão igualmente as espécies estão distribuídas entre elas foi utilizado o índice de equitabilidade de *Pielou* (J); o valor

do índice varia entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1 mais igualmente abundante é a distribuição das espécies, e quanto mais próximo de 0, menor é a igualdade na distribuição das abundâncias, apresentando uma ou mais espécies dominantes. O índice de equitabilidade de *Pielou* é representado por:

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

Sendo: H' índice de diversidade de Shannon, e S a riqueza.

Todos os índices foram calculados utilizando rotinas do software estatístico Past (Hammer et. al., 2001).

3.4. Abundância e biomassa relativa – (CPUA)

Levando em consideração que a arte de pesca Tapagem não é seletiva, para calcular a abundância e biomassa relativa foi calculado a captura por unidade de área (CPUA), estimando assim a abundância relativa, CPUAn (indivíduos/área), e a biomassa relativa, CPUAb (gramas/área). Para avaliar a relação da CPUAn e CPUAb de cada canal com a área dos canais, foram realizadas regressões simples entre as estimativas de abundância e biomassa e a área do canal para avaliar a existência de correlação.

Para a análise dos dados foi utilizada rotinas do programa Microsoft Excel 2013

3.5. Análise de Variância

Com o objetivo de identificar a existência de possíveis diferenças espaciais e temporais dos índices de diversidade e as abundâncias e biomassas relativas das assembleias de peixes, foram feitas análises de variância unifatoriais (ANOVA). Para a aplicação dos testes foi verificada a normalidade dos dados (Shapiro-Wilk) e a homocedasticidade das variâncias (teste Levene). Quando encontradas diferenças significativas nas análises, foi realizado o teste posterior de Tukey para identificar as diferenças. Apenas os índices com diferenças significativas detectadas foram plotados

em formato de gráfico. Para a realização destes testes foi utilizado o software estatístico StatísticaTM 8.0 (StatSoft, 2007).

3.6. Grupos Funcionais

Para definição dos grupos funcionais ambientais (Tabela 2) e tróficos (Tabela 3), foi utilizada a classificação de Mourão et. al. (2014), baseada em Elliott et. al, (2007) que para definição de guildas ambientais leva em consideração o tipo, a frequência e o período de uso do ambiente estuarino e a abundância das espécies no estuário; e para guildas tróficas utiliza a preferência e estratégia alimentar.

Tabela 2: Guildas ambientais. Adaptado de Mourão et. al., (2014), Elliott et. al., (2007)

Guilda Ambiental	Sigla	Descrição
Estuarine species	ES	Espécies que possuem todo o seu ciclo de vida, ou parte dele em ambientes estuarinos.
Freshwater Migrantes	FM	Espécies de água doce encontradas regularmente nos estuários.
Freshwater Stragglers	FS	Espécies de água doce encontradas em áreas de baixa salinidade.

Tabela 3: Guildas Tróficas. Adaptado de Mourão et. al., (2014), Elliott et. al., (2007)

Guilda Trófica	Sigla	Descrição
Detritívoro	DV	Alimentam-se principalmente de detritos e pequenos organismos presentes no substrato.
Herbívoro	HV	Alimentam-se principalmente de macroalgas, macrofitas e fitoplâncton.
Onívoro/Oportunista	ON/OP	Alimentam-se de itens diversos de origem animal e vegetal.
Piscívoro	PV	Alimentam-se principalmente de peixes.
Zoobentíforo	ZB	Alimentam-se principalmente de invertebrados associados ao substrato.
Zooplanctófago	ZP	Alimentam-se predominantemente de plâncton.

3.7. Análises de agrupamento e ordenação

O MDS ou Análise de escalonamento multidimensional é uma ordenação multivariada que constrói mapas de (dis) similaridade. O objetivo da ordenação é agrupar variáveis com maiores semelhanças entre si. O valor do estresse é comumente utilizado para avaliar os resultados do MDS; valores maiores que 0,20 foram considerados aceitáveis, < 0,15 considerado bom e < 0,10 o ideal (Clarke & Warwick, 1994). Para a entrada de dados foram utilizados os valores de abundâncias relativas em número e biomassa. Para reduzir a influência das espécies mais abundantes, foram realizadas transformações de $\text{Log}(x + 1)$. A análise cluster é uma técnica classificatória utilizada para agrupar conjuntos de dados similares de indivíduos ou variáveis. A análise de coordenadas principais (PCO) vai nos auxiliar a ver quais as espécies mais contribuem para a similaridade do agrupamento.

As análises foram realizadas utilizando as rotinas do software estatístico Primer 6.0.

3.8. Comparações de abundancia e biomassa – curvas abc

O método de comparação de curvas de abundancia e biomassa (curvas abc) foi inicialmente desenvolvido por Warwick (1986) para avaliar distúrbios em comunidades de macroinvertebrados bentônicos e é classicamente usado para identificar ambientes sob stress decorrentes de perturbações ambientais (Warwick et al., 1987).

O método possui como base teórica a teoria evolucionaria r e k estrategistas. Onde espécies k estrategistas, de grande porte e crescimento lento, dominam ambientes não perturbados e possuem a curva de biomassa acima da curva de abundancia. Com o incremento de perturbações ambientais, espécies k estrategistas encontram dificuldades de se manter no ambiente devido ao seu crescimento lento, e começam a ser substituídos no sistema por espécies oportunistas, de menor porte e rápido desenvolvimento, os r estrategistas, assim, a curva de biomassa ficará abaixo da curva de abundância. Em sistemas com perturbações moderadas, as curvas tendem a ser próximas uma da outra e podem se cruzar em algum momento; a diferença entre as duas curvas é dada pela estatística W que representa a área entre elas. Um valor negativo de

W indica que a curva de biomassa está abaixo da curva de abundância (Yemane, et. al, 2005).

Um das principais vantagens do método é que não é necessário um delineamento temporal e/ou espacial específico para as amostras, pois a biomassa é comparada com a abundância para o mesmo tempo e espaço (Clarke and Warwick, 1994).

As curvas abc foram realizadas utilizando as rotinas do software estatístico Primer 6.0.

3.9. Espectro de tamanho

Para a realização da análise do espectro de tamanho foram realizados modelos de regressões lineares com os logaritmos dos intervalos de tamanhos médios e o $\log + 1$ da biomassa para a obtenção dos valores dos coeficientes de declividade “b” e intersecção “a” da regressão; eles podem refletir algum tipo de estresse sobre as assembleias (Gislason & Lassen, 1997; Bianchi et al., 2000)

Para a análise dos dados foi utilizada rotinas do programa Microsoft Excel 2013.

3. RESULTADOS

4.1. Variáveis físico-químicas da água

Os canais de maré das ilhas do estuário amazônico possuem águas com alta concentração de oxigênio dissolvido, pH próximo do neutro, temperaturas elevadas, e baixa salinidade (Tabela 4). O Teste-t foi utilizado para avaliar a existência de diferenças significativas nas variáveis físico-químicas da água entre os períodos chuvoso e seco; foi detectada diferença apenas na temperatura (Teste-t, $p=0,011$), que teve seus valores mais elevados durante o período seco. Os valores de pH (Teste-t, $p=0,062$), oxigênio dissolvido (OD) (Teste-t, $p=0,144$) e salinidade (Teste-t, $p=0,065$) não apresentaram diferenças significativas entre os períodos.

Tabela 4: Valores médios, mínimos, máximos e erro padrão das variáveis físico-químicas da água nos 16 canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. para os

períodos seco e chuvoso. OD: Oxigênio dissolvido; pH: Potencial hidrogênico; Temp.: Temperatura; Sal.: Salinidade.

Canais	Periodos	DO%	DP	pH	DP	Temp. °C	DP	Sal. ppm	DP
MO16	Chuvoso	75.90	±7.35	7.35	±1.72	27.15	±0.02	0.23	±0.31
	Seco	64.70	±17.39	6.96	±0.24	28.99	±0.22	0.76	±1.03
MO14	Chuvoso	71.18	±7.95	6.73	±0.22	28.61	±0.98	0.30	±0.39
	Seco	70.47	±7.87	6.60	±0.30	28.43	±0.39	0.86	±1.04
COM02	Chuvoso	57.40	±5.80	5.58	±0.46	27.74	±0.66	0.04	±0.04
	Seco	52.18	±0.39	6.39	±0.62	27.83	±0.69	0.05	±0.04
COT08	Chuvoso	71.40	±12.09	7.15	±0.34	27.73	±1.29	0.09	±0.11
	Seco	54.30	±8.20	7.23	±0.74	27.96	±0.25	0.20	±0.26
ON03	Chuvoso	57.33	±4.84	6.50	±0.55	27.08	±1.66	0.03	±0.03
	Seco	41.63	±12.62	6.41	±0.64	28.15	±0.42	0.02	±0.01
ON06	Chuvoso	60.14	±11.09	7.11	±1.12	27.04	±0.36	0.03	±0.02
	Seco	75.83	±6.68	6.14	±0.21	28.87	±0.97	0.02	±0.01
MO11	Chuvoso	74.65	±0.35	7.15	±1.21	25.68	±1.48	0.21	±0.28
	Seco	74.30	±21.07	6.60	±0.01	28.40	±0.17	0.36	±0.44
MO12	Chuvoso	63.30	±8.77	6.30	±0.11	28.12	±1.10	0.25	±0.32
	Seco	57.70	±25.60	6.70	±0.68	28.10	±0.94	0.91	±1.23
MO09	Chuvoso	64.97	±4.55	6.52	±0.96	27.58	±0.22	0.03	±0.02
	Seco	71.40	±1.20	5.94	±0.31	28.92	±0.46	0.01	±0.00
ON05	Chuvoso	45.43	±9.30	6.40	±1.06	26.36	±0.76	0.05	±0.05
	Seco	32.28	±1.03	6.53	±0.95	26.29	±0.01	0.15	±0.18
COT07	Chuvoso	64.45	±6.93	6.40	±0.46	28.32	±0.88	0.46	±0.30
	Seco	65.93	±19.55	6.62	±0.07	28.06	±0.46	0.55	±0.66
MO13	Chuvoso	61.14	±1.71	6.39	±0.83	27.38	±0.73	0.02	±0.01
	Seco	58.73	±14.32	5.90	±0.13	29.02	±0.33	0.01	±0.00
ON04	Chuvoso	61.05	±6.29	5.45	±0.48	28.21	±0.16	0.03	±0.03
	Seco	61.10	±9.48	5.97	±0.17	28.34	±0.62	0.03	±0.03
COM01	Chuvoso	65.83	±7.32	6.49	±0.22	28.50	±1.16	0.24	±0.31

	Seco	61.48	±26.34	6.76	±0.67	28.66	±0.64	0.36	±0.45
MO10	Chuvoso	70.40	±4.38	6.59	±0.34	28.72	±0.72	0.35	±0.29
	Seco	77.20	±11.10	6.63	±0.03	28.84	±0.16	0.54	±0.64
MO15	Chuvoso	67.44	±4.40	7.31	±2.06	25.85	±0.13	0.18	±0.24
	Seco	61.23	±15.73	6.80	±0.25	28.20	±0.01	0.36	±0.46

4.2. Composição da ictiofauna

Um total de 4.016 espécimes de peixes, pertencentes a 10 ordens, 29 famílias, 56 gêneros e 61 espécies foram coletas nos canais de maré das ilhas do estuário amazônico no período de outubro de 2013 a julho de 2014 (Tabela 2). Siluriformes foi a ordem mais representativa em termos de abundância numérica (55,34%), seguida por Perciformes (30,73%), Gymnotiformes (5,16%), Characiformes (3,29%), Clupeiformes (3,19), Tetraodontiformes (1,10%) Cyprinodontiformes (0,57%) Myliobatiformes (0,35%), Pleuronectiformes (0,25%) e Mugiliformes (0,02%). As quatro espécies mais abundantes numericamente foram: *Lithodoras dorsalis* (30,81%), *Plagioscion squamosissimos* (15,99%), *Pachypops fourcroy* (6,58%) e *Ageneiosus ucayalensis* (6%). Juntas, as quatro espécies somam mais de 50% da abundância total. Cerca de 23 espécies foram consideradas raras, tendo ocorrência igual ou menor a cinco indivíduos em todas as coletas juntas.

No período chuvoso, foram coletados 2.246 indivíduos; os Siluriformes (60,06%) e Perciformes (28,04%) foram os mais representativos em abundância numérica, juntos representando 88,11% da composição. As principais espécies encontradas foram; *Lithodoras dorsalis* (39,40%), *Plagioscion squamosissimus* (14,47%) e *Ageneiosus ucayalensis* (7,07%), que juntas representaram 60,95% da composição da ictiofauna nesse período. Durante o período seco, foram coletados 1.770 espécimes de peixes, os Siluriformes (49,20%) e os Perciformes (34,06%) foram as ordens mais abundantes, representando (83,27%) do total da composição para o período seco. As principais espécies encontradas foram; *Lithodoras dorsalis* (19,88%), *Plagioscion squamosissimus* (17,90%) e *Pachypops fourcroy* (7,00%); estas espécies representaram 44,80% do total da composição durante o período seco.

4.3. Guildas ambientais

De forma geral, as espécies de água doce encontradas em áreas de baixa salinidade foram dominantes e representam mais da metade da composição das guildas ambientais (61,46%) (Figura 2), seguidas por espécies dulcícolas que realizam migrações para os estuários (32,88%), e espécies estuarinas residentes (5,65%). A porção relativa das guildas variou entre os períodos hidrológicos; no período chuvoso houve uma maior captura de espécies de água doce (63,85%) que no período seco (58,49%). As espécies dulcícolas que realizam migrações estratégicas para os estuários e as espécies estuarino residentes tiveram uma maior incidência no período seco, e representaram respectivamente 34,66% e 6,85% da captura, já no período chuvoso essa captura foi composta por 31,46% de espécies dulcícolas que migram para os estuários e 4,69% de estuarinos residentes. A guilda ambiental de espécies de água doce foi a que apresentou a maior riqueza, representando 58,62% do total de espécies.

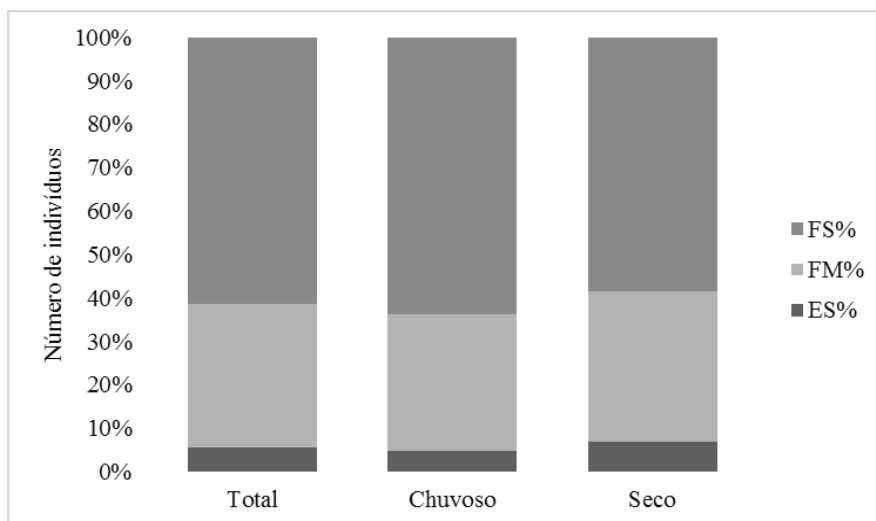


Figura 2: Contribuição relativa das guildas ambientais, total e por períodos hidrológicos.

4.4. Guildas tróficas

Com relação as guildas tróficas, para os períodos hidrológicos agrupados, as espécies com hábitos alimentares herbívoros (34,62%) e zoobentívoros (32,11%) apresentaram as maiores abundâncias (Figura 3). O período chuvoso apresentou a mesma tendência, com 43,10% dos indivíduos herbívoros e 31,42% dos indivíduos zoobentívoros. No período seco, os zoobentívoros foram os mais abundantes, representando 33% da captura, seguidos pelas espécies piscívoras, com 24,91%. Os zoobentívoros foram a guilda trófica com a maior riqueza de espécies, com 42,86% do total de espécies.

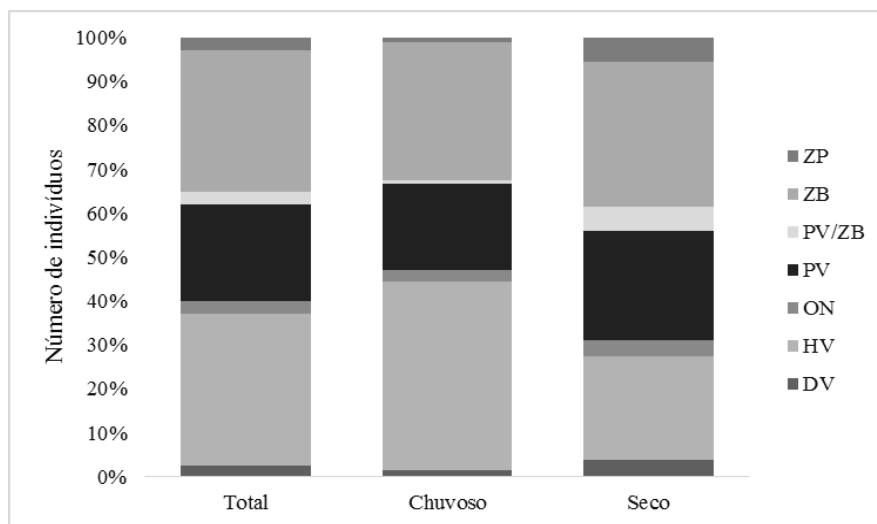


Figura 3: Contribuição relativa das guildas tróficas, total e por períodos hidrológicos.

Tabela 5: Lista de espécies dos indivíduos coletados nos 16 canais de maré de ilhas do estuário amazônico, PA. (FO%) Frequência de ocorrência, (GT) Guilda Trófica, (GA) Guilda ambiental, (CTM) Comprimento total médio em centímetros, (PTM) Peso total médio.

Espécies	MO16	MO14	COM02	COT08	ON03	ON06	MO11	MO12	MO09	ON05	COT07	MO13	ON04	COM01	MO10	MO15	Soma	FO%	GT	GA	CTM	PTM
Characiformes	19	2	8	18	1	21		2	2	24	16		2	10	2	5	132					
Anostomidae			1														1					
<i>Leporinus granti</i> Eigenmann, 1912			1														1	0.02			8.00	8.00
Characidae	13	1	4	3	1	15			2	7	4		1	4		3	58					
<i>Astyanax fasciatus</i> Cuvier, 1819	13	1	4	3	1	15			2	7	4		1	3		3	57	1.42	ON	FS	10.50	20.50
<i>Moenkhausia oligolepis</i> Günther, 1864														1			1	0.02			9.00	1.00
Curimatidae	2			2						15			1	2	2		24					
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	2			2						15			1	2	2		24	0.60	HV	FM	13.43	43.33
Cynodontidae								2						1			3					
<i>Hydrolycus</i> sp1								2						1			3	0.07			19.70	112.67
Erythrinidae	3	1	3	13		6				2	12			3		2	45					
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> Spix & Agassiz, 1829											1						1	0.02			19.50	84.00
<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794	3	1	3	13		6				2	11			3		2	44	1.10	PV	FS	22.05	124.95
Serrasalminidae	1																1					
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	1																1	0.02			9.20	14.00
Clupeiformes	6	5	4	2	3	9	3	30			1	22	14	13	16		128					
Engraulidae	6	4	4	2	3	9	3	30			1	22	14	13	16		127					
<i>Lycengraulis batesii</i> Günther, 1868	6	4	4	2	3	9	3	30			1	22	14	13	16		127	3.16	ZB	FM	14.13	27.22
Pristigasteridae		1															1					
<i>Pellona</i> sp		1															1	0.02			20.30	54.00
Cyprinodontiformes	3	2					7	2	1						5	2	22					
Anablepidae	3	2					7	2	1						5	2	22					
<i>Anableps anableps</i> Linnaeus, 1758	3	2					7	2	1						5	2	22	0.55	HV	ES	19.17	55.36
Gymnotiformes	6	8	3	5	13	28	2	3	3	35	2	6	25	12	31	25	207					

Cont. Tabela 2

Espécies	MO16	MO14	COM02	COT08	ON03	ON06	MO11	MO12	MO09	ON05	COT07	MO13	ON04	COM01	MO10	MO15	Soma	FO%	GT	GA	CTM	PTM
Apterotonidae				1					1				2		1		5					
Apterotonus albifrons (Linnaeus, 1766)				1											1		2	0.05			32.50	80.00
Parapterotonus hasemani Ellis, 1913									1				1				2	0.05			32.55	45.00
Gymnotidae										1	2			2			5					
Gymnotifforme sp1															1		1	0.02			17.50	4.00
Gymnotus carapo Linnaeus, 1758										1	2			1			4	0.10			32.18	111.50
Rhamphichthyidae	2	2	1		4	3	1	1	1	14		1	5	7	3	1	46					
Rhamphichthys marmoratus Castelnau, 1855																	14	0.35	ZB	FS	70.16	268.86
Rhamphichthys rostratus Linnaeus, 1766	2	2	1		4	1	1	1	1	7		1	2	6	3		32	0.80	ZB	FS	58.34	252.88
Sternopygidae	4	6	2	4	9	25	1	2	1	20		5	18	3	27	24	151					
Sternopygidae sp1		3				1							10	2			16	0.40			19.84	15.38
Sternopygidae sp2					1	1						2					4	0.10			29.60	245.00
Sternopygidae sp3													1				1	0.05			46.70	96.00
Sternopygidae sp4						1							1				2	0.05			34.25	46.00
Sternopygus macrurus Bloch & Schneider, 1801	4	3	2	4	8	22	1	2	1	20		3	7	1	27	24	129	3.21		FS	40.29	154.56
Mugiliformes							1										1					
Mugilidae							1										1					
Mugil sp							1										1	0.02			32.70	284.00
Myliobatiformes	7			2			1	3		3		1			2		19					
Potamotrygonidae	7			2			1	3		3		1			2		19					
Potamotrygonidae sp1	3			2			1	3		3		1			1		14	0.35			22.00	70.29
Potamotrygonidae sp2	4														1		5	0.12			34.14	261.60
Perciformes	197	117	24	15	32	58	123	129	32	54	15	109	88	43	177	20	1233					
Centropomidae															1	2	3					

Cont. Tabela 2

Espécies	MO16	MO14	COM02	COT08	ON03	ON06	MO11	MO12	MO09	ON05	COT07	MO13	ON04	COM01	MO10	MO15	Soma	FO%	GT	GA	CTM	PTM
Centropomus undecimalis Bloch, 1792															1	2	3	0.07			21.40	68.00
Cichlidae	36	1	3	6	11	2	11		2	14	12	16	7	4	2	1	128					
Caquetaia spectabilis Steindachner, 1875					4						1		3	2			10	0.25			17.35	149.60
Crenicichla johanna Heckel, 1840	1	1	1	2	1				1					1			8	0.20	PV	FS	28.70	265.25
Crenicichla lugubris Heckel, 1840	2		1	3							2		1	1			10	0.25		FS	18.22	91.80
Geophagus proximus Castelnau, 1855	30		1	1	5	1	10		1	14		16	3		2	1	85	2.12	DV	FS	17.53	127.89
Geophagus sp1	2				1		1				2						6	0.15			13.20	43.00
Geophagus sp2	1																1	0.02			9.70	12.00
Eleotridae								4									4					
Eleotris pisonis Gmelin, 1789								4									4	0.10			11.30	18.00
Gerreidae	2																2					
Diapterus auratus Ranzani, 1842	2																2	0.05			8.65	7.00
Sciaenidae	159	116	21	9	21	56	112	125	30	40	3	93	81	39	174	17	1096					
Cynoscion microlepidotus Cuvier, 1830	8	8		1			2							2	3	1	25	0.62			18.46	52.08
Pachypops fourcroy Lacepède, 1802	54	18	4	2	2	4	31	27	5	2		15	18		82		264	6.57	ZB	FS	15.23	36.39
Plagioscion auratus Castelnau, 1855	7	25			2	10	4	36	2	2		4			9	2	103	2.56	ZB	FS	23.09	167.73
Plagioscion squamosissimus Heckel, 1840	87	56	17	6	17	42	65	55	17	36	2	61	60	36	72	13	642	9	PV	FM	18.73	76.45
Plagioscion surinamensis Bleeker, 1873	3	9					10	7	6		1	13	3	1	8	1	62	1.54	PV	FM	19.78	79.10
Pleuronectiformes	8						2										10					
Achiridae	8						2										10					
Achiridae sp1	6						2										8	0.20			11.00	9.88
Achiridae sp2	2																2	0.05			9.20	13.00
Siluriformes	183	190	33	48	39	206	48	119	27	87	15	112	103	102	584	324	2220					
Ariidae	25	2			3	2	18	6		16		7	2		20	18	119					
Sciades herzbergii Bloch, 1794	25	2			3	2	18	6		16		7	2		20	18	119	2.96	ZB	ES	22.65	174.09

Cont. Tabela 2

Espécies	MO16	MO14	COM02	COT08	ON03	ON06	MO11	MO12	MO09	ON05	COT07	MO13	ON04	COM01	MO10	MO15	Soma	FO%	GT	GA	CTM	PTM
Aspredinidae	12		1			3	3	1				3	6	1	2		32					
Aspredinichthys filamentosus Valenciennes, 1840	5						1					1	5		2		14	0.35	ZB	ES	20.67	20.14
Aspredo aspredo Linnaeus, 1758	7		1			3	2	1				2	1	1			18	0.45	ZB	ES	20.22	16.44
Auchenipteridae	59	46	10	10	16	31	8	31	24	23	12	15	42	54	39	15	435					
Ageneiosus ucayalensis Castelnau, 1855	7	24	7	6	14	27	4	29	9	16	7	8	16	44	15	7	240	5.98	ZB	FM	20.92	62.49
Centromochlus heckelii De Filippi, 1853	2							2					22	4	1		31	0.77			8.79	6.87
Pseudoauchenipterus nodosus Bloch, 1794	36	9			1	1					4	1			1	4	57	1.42	ZB	FS	16.51	50.39
Trachelyopterus galeatus Linnaeus, 1766	14	13	3	4	1	3	4		15	7	1	6	4	6	22	4	107	2.66	ZB	FS	13.93	56.38
Doradidae	47	123		31	7	135	4	46	2	26	2	59	1	2	467	285	1237					
Lithodoras dorsalis Valenciennes, 1840	47	123		31	7	135	4	46	2	26	2	59	1	2	467	285	1237	30.8	HV	FS	29.71	364.92
Heptapteridae	15	3	3	1	1	9	4			2	1			3	6		48					
Rhamdia quelen Quoy & Gaimard, 1824	15	3	3	1	1	9	4			2	1			3	6		48	1.20	ZB	FS	19.18	63.58
Loricariidae		1	8			1	1	1		3		1	4	2	3	1	26					
Hypostomus sp							1	1		1		1	1	2	1	1	9	0.22			19.40	82.44
Ancistrus sp			8										2				10	0.25			13.22	23.40
Loricaria cataphracta Linnaeus, 1758		1				1				2			1		2		7	0.17	DV	FS	23.70	21.43
Pimelodidae	25	15	11	6	12	25	10	34	1	17		27	48	40	47	5	323					
Brachyplatystoma vaillantii Valenciennes, 1840	12	6	3		1	8	2	8	1	1		6		7	4		59	1.47	PV	FM	28.50	156.78
Hypophthalmus marginatus Valenciennes, 1840		1	8	2		1	8	14		1		9	34	19	7	4	108	2.69	ZP	FM	29.17	115.07
Pimelodella altipinnis Steindachner, 1864	7	5		1	2	15		10		6		10	13	13	25		107	2.66	ZB	FS	20.44	41.84
Pimelodus blochii Valenciennes, 1840	6	3		3	9	1		2		9		2			11	1	47	1.17	ZB	FS	19.23	67.66
Pinirampus pirinampu Spix & Agassiz, 1829														1			1	0.02			37.50	336.00
Platystomatichthys sturio (Kner, 1858)													1				1	0.02		FS	16	34.00

Cont. Tabela 2

Espécies	MO16	MO14	COM02	COT08	ON03	ON06	MO11	MO12	MO09	ON05	COT07	MO13	ON04	COM01	MO10	MO15	Soma	FO%	GT	GA	CTM	PTM
TETRAODONTIFORMES	6	8		6	5	7		1			1		8			2	44					
Tetraodontidae	6	8		6	5	7		1			1		8			2	44					
Colomesus asellus Müller & Troschel, 1849	6	8		6	5	7		1			1		8			2	44	1.10	ON	ES	11.54	38.62

4.5. Diversidade beta

A diversidade beta média por canal de maré foi baixa, sendo que com exceção do canal de maré COT07, na ilha de Cotijuba, todos os outros canais de maré apresentaram baixos valores de diversidade beta, sendo inferiores a 0,5. A diversidade beta média dos canais no período seco foi de 0,31 (Figura 5) e durante o período chuvoso foi de 0,35 (Figura 4) não havendo diferenças significativas entre os períodos amostrados ($p= 0.390$). Isto mostra que a ictiofauna está distribuída de forma homogênea entre os canais de maré e que os períodos do ano, seco e chuvoso, não influenciam significativamente sua distribuição e ocorrência.

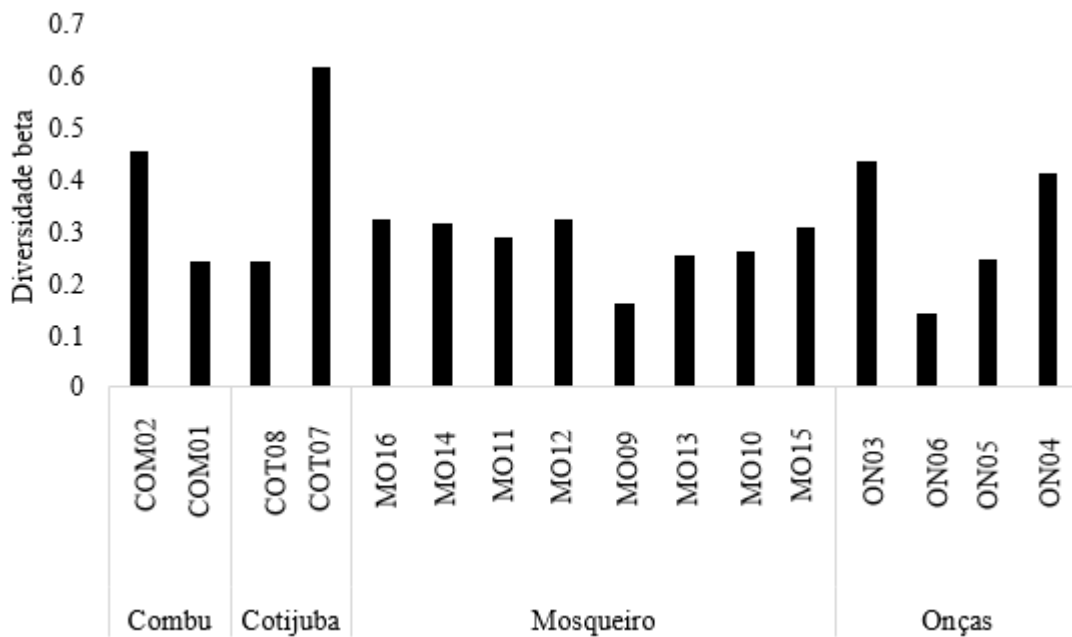


Figura 4: Resultado da diversidade beta média por canal de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. para o período chuvoso.

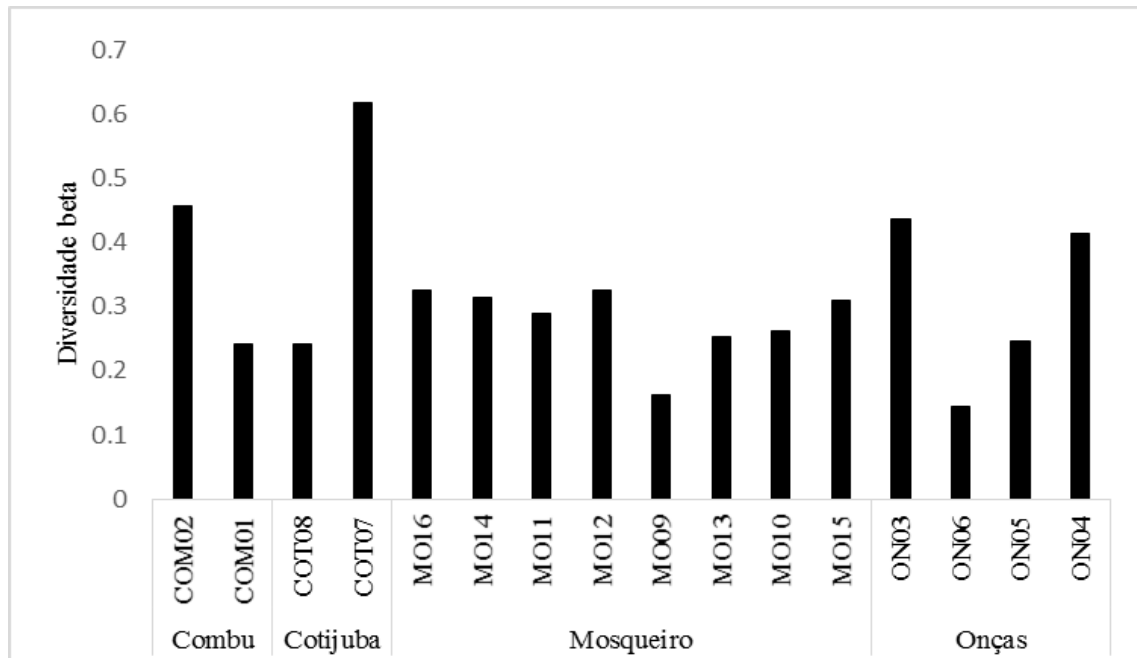


Figura 5: Resultado da diversidade beta média por canal de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. para o período seco.

4.6. Influência do ambiente e espaço sobre a diversidade beta

A análise de RDAP foi utilizada para avaliar a influência individual e conjunta do espaço e do ambiente (variáveis físico-químicas da água) sobre a diversidade beta dos canais de maré (Figura 6). O ambiente, representado pelo oxigênio dissolvido, pH, temperatura e salinidade, explicou 11,03 % ($p= 0.098$) da variação da diversidade beta para os períodos agrupados, 6,21% ($p=0.158$) no período chuvoso e 11,03% ($p=0.106$) período seco. O espaço, representado pelas coordenadas geográficas dos canais de maré, explicou uma variação de 13,26% ($p= 0.063$) da diversidade beta para os períodos agrupados, 0,79 % ($p= 0.401$) para o período chuvoso e 13,26% ($p= 0.063$) para o período seco. No período chuvoso, a intersecção entre o ambiente e o espaço, representou uma influência de 19,20% sobre a diversidade beta.

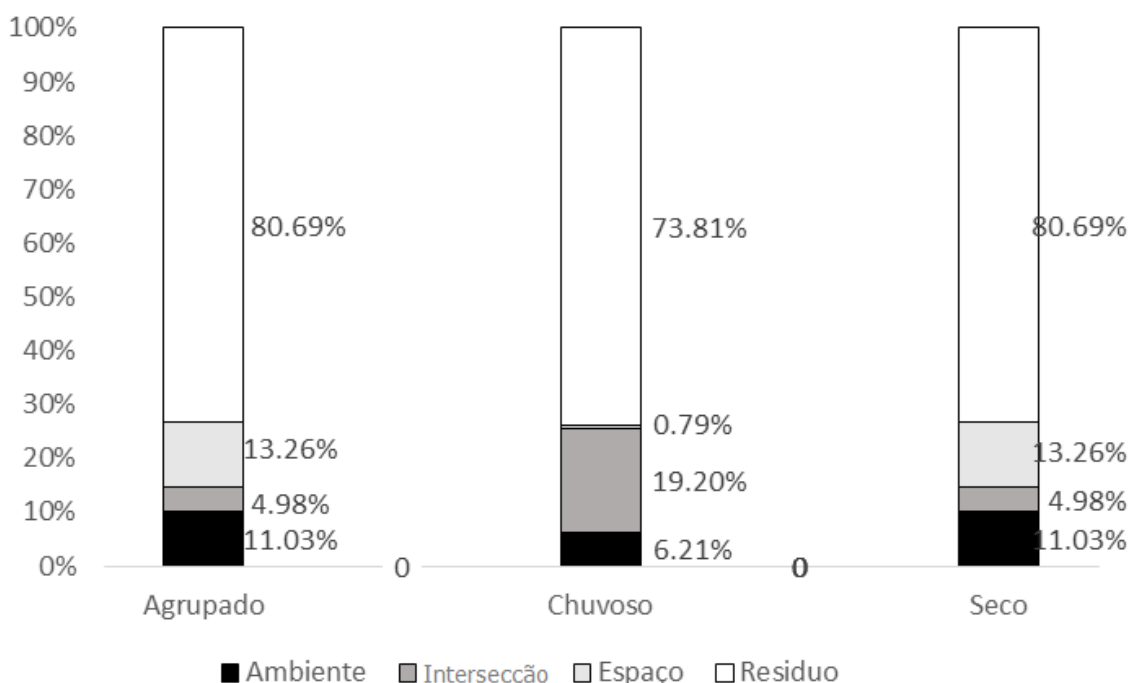


Figura 6: Resultado da Análise de Redundância Parcial (RDAP) para os 16 canais de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. para os períodos chuvoso, seco e períodos agrupados, apresentando a influência dos fatores espaciais, ambientais e a interação entre eles sobre a diversidade beta destes ambientes.

4.7. Indicadores de diversidade

Para os períodos agrupados, a maior riqueza observada foi encontrada no canal de maré MO16, na ilha de Mosqueiro, com 36 espécies; o menor valor de riqueza foi encontrado no canal MO09, também na ilha de Mosqueiro, com apenas 15 espécies (Figura 7). Foram detectadas diferenças significativas na riqueza entre os canais de maré (ANOVA $p=0.000064$). MO16 foi o canal que apresentou as maiores riquezas tanto no período chuvoso, com 30 espécies, quanto no período seco, com 31 espécies. Considerando os períodos, os canais que apresentaram a menor riqueza observada foram; o canal de maré COM02, na ilha do Combu com 8 espécies no período chuvoso, e o canal do MO09, na ilha de Mosqueiro, com apenas 10 espécies no período seco. Não houve diferenças significativas da riqueza entre os dois períodos (ANOVA, $p=0,699$).

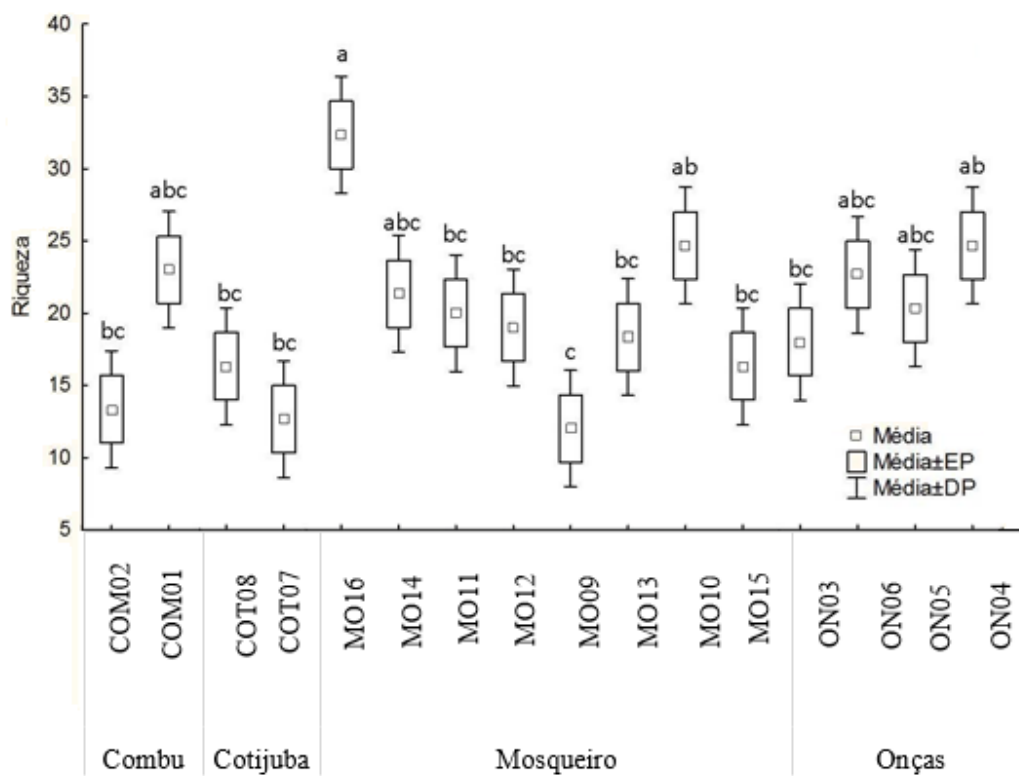


Figura 7: Variação espacial das estimativas de riqueza dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas, $a > b > c$.

Foram encontradas diferenças significativas da diversidade entre os canais de maré amostrados para os períodos agrupados (ANOVA $p=0,000004$). O canal MO16, na ilha de Mosqueiro, foi o canal de maré que apresentou as maiores estimativas de diversidade, ($H' = 2,87$); a menor foi encontrada no Canal MO15, em Mosqueiro, com $H' = 1,13$ (Figura 8). Considerando os períodos, o canal MO16 apresentou os maiores índices de diversidade, tanto no período chuvoso ($H' = 2,67$), quanto no período seco ($H' = 2,79$). O canal MO15 em Mosqueiro foi o que apresentou a menor diversidade ($H' = 0,58$), no período chuvoso; no período seco, o canal do MO16, em Mosqueiro, foi o de menor diversidade, com $H' = 1,67$. Não foram encontradas diferença significativas entre os períodos (ANOVA $p=0.191$).

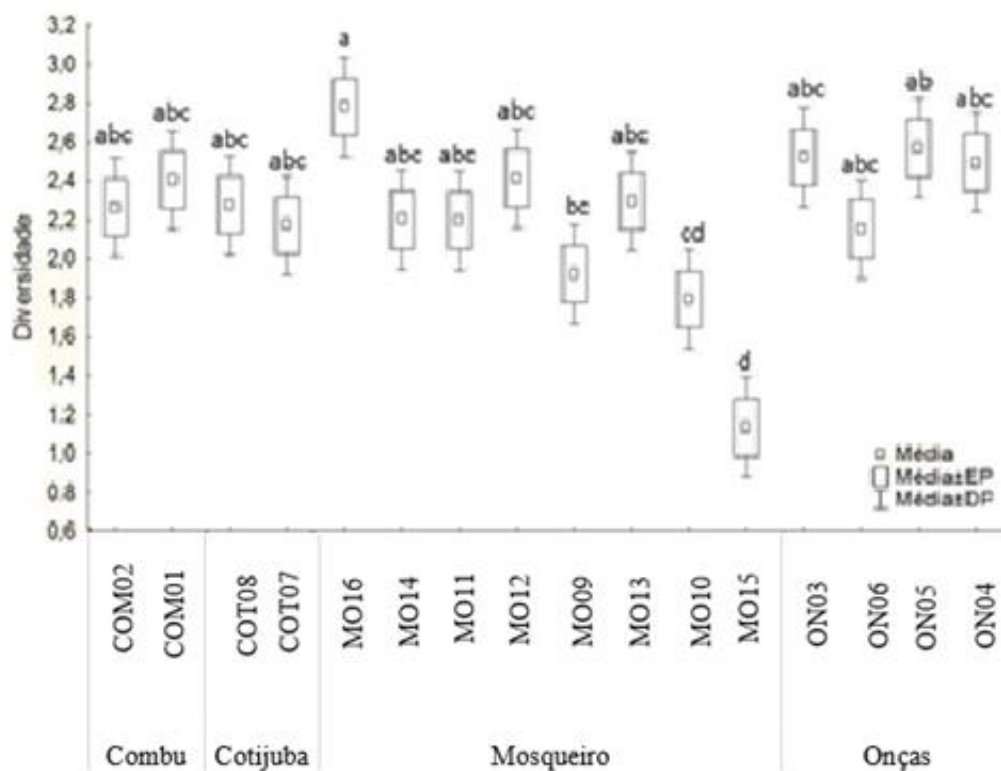


Figura 8: Variação espacial das estimativas de diversidade dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas $a > b > c > d$.

Com relação à equitabilidade, foram encontradas diferenças significativas entre os canais de maré (ANOVA, $p=0,0000$). O canal COT07, apresentou o maior valor encontrado ($J' = 0,87$); o menor valor foi encontrado no canal MO15 em Mosqueiro ($J' = 0,38$) (Figura 9). No período chuvoso, o canal que apresentou a maior estimativa de equitabilidade foi o canal do COM02, na Ilha do Combu com $J' = 0,94$, já o menor valor foi encontrado no canal MO15 em Mosqueiro, ($J' = 0,21$); no período seco, o canal ON03 apresentou os maiores valores de equitabilidade ($J' = 0,93$); os menores valores foram encontrados no canal MO15 em Mosqueiro ($J' = 0,63$). Não foram detectadas diferenças significativas nos valores de equitabilidade entre os períodos (ANOVA $p=0.293$).

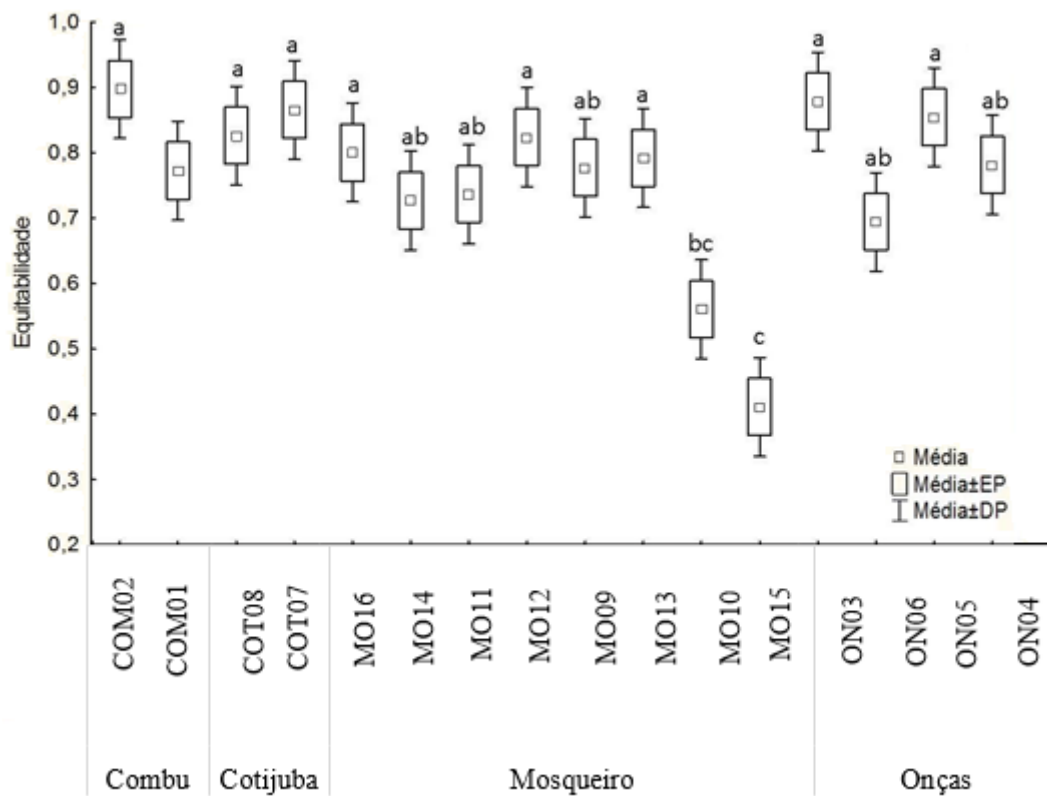


Figura 9: Variação espacial das estimativas de diversidade dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas $a > b > c$.

4.8. Abundância (CPUAn) e biomassa (CPUAb)

A abundância numérica relativa média (CPUAn) encontrada nos canais de maré foi de 9,22 ind./m². O período chuvoso apresentou maiores estimativas de abundância relativa, com 5,40 ind./m², o período seco obteve 3,82 ind/m², mas a diferença entre os períodos não foi significativa (ANOVA $p=0.392$). O canal de maré com a maior abundância relativa no período chuvoso foi o MO10, em Mosqueiro, com 1,61 ind./m²; a menor abundancia ocorreu no canal do COM02, na ilha do Combu, com 0,01 ind./m² (Figura 10). No período seco, o canal com a ictiofauna mais abundante foi o MO10, em Mosqueiro com 0,83 ind./m²; a menor abundancia foi encontrada no canal COM01, na ilha do Combu com 0,04 ind./m³ (Figura 7). Foram encontradas diferenças significativas entre os canais de maré (ANOVA $p=0,0004$).

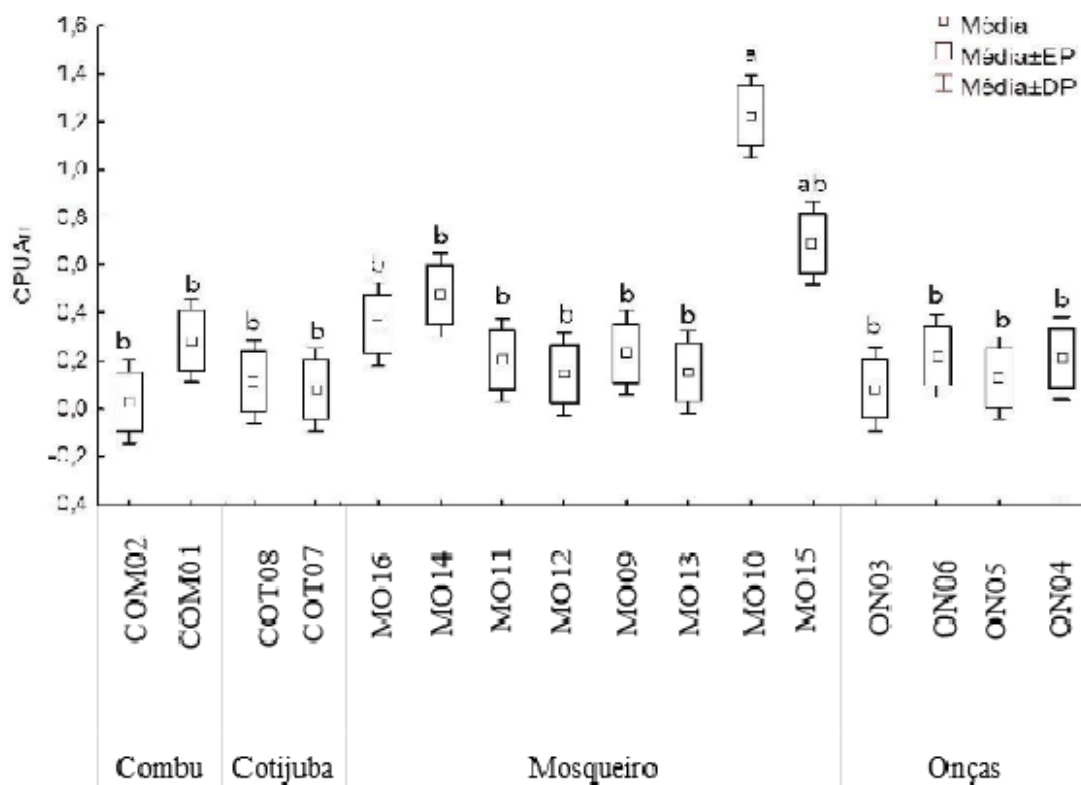


Figura 10: Variação espacial das estimativas de abundancia relativa dos (CPUAn) da ictiofauna dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, Pa. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas, a>b.

As cinco espécies mais abundantes encontradas nos canais de maré foram responsáveis por mais de 60% da abundância total; *Lithodoras dorsalis* (3,31 ind./m², 35%), *Plagioscion squamosissimus* (1,33 ind./m², 14,51%), *Pachypops fourcroyi* (0,58 ind./m², 6,32%), *Ageneiosus ucayalensis* (0,55 ind./m², 5,97%) e *Sternopygus macrurus* (0,29 ind./m², 3,18%).

A biomassa relativa média (CPUAb) foi de 1631.80 g/m², sendo que o período chuvoso apresentou maiores estimativas de biomassa (1114.35 g/m²), em relação ao período seco (517.44 g/m²). No período chuvoso, o canal com a maior estimativa de biomassa foi o MO10, em Mosqueiro, com 386,16 g/m², e a menor biomassa foi encontrada no canal COM02, na ilha do Combu com 0,26 g/m². No período seco a maior quantidade de biomassa foi encontrada no canal MO15, em Mosqueiro com 97,87 g/m² e a menor no canal COM02, na ilha do Combu com 2,76 g/m² (Figura 11). Porém, as diferenças entre os períodos não foram significativas (ANOVA p=0,234). Também

não foram encontradas diferenças significativas entre os canais de maré (ANOVA $p=0,054$).

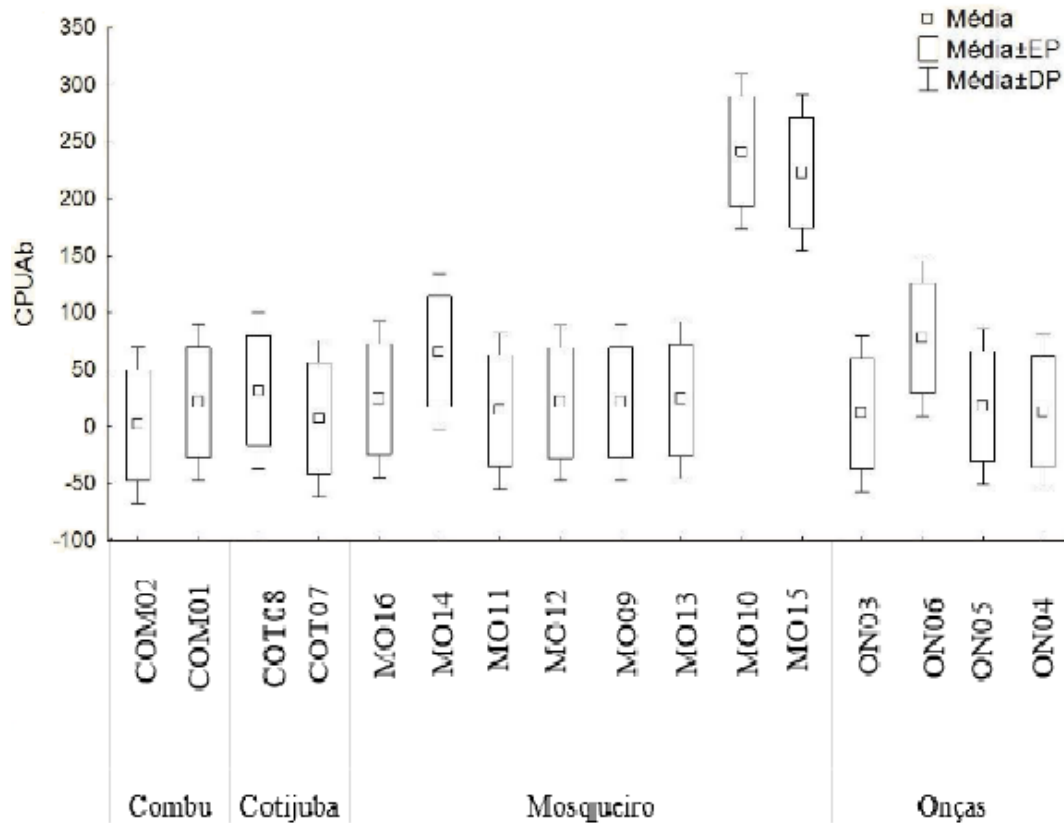


Figura 11: Variação espacial das estimativas de biomassa relativa dos indivíduos (CPUAb) dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.

Figura 8: Cinco espécies foram responsáveis por mais de 83% de toda a biomassa relativa encontrada nos canais de maré. Essas cinco espécies foram: *Lithodoras dorsalis* (1142,86 g/m², 70,03%), *Plagioscion squamosissimus* (101,51 g/m², 6,22%), *Sciades herzbergii* (43,54 g/m², 2,66%), *Sternopygus macrurus* (46,44 g/m², 2,84%) *Plagioscion auratus* (35,13 g/m², 2,15%).

4.9. Regressões

De acordo com as regressões, os índices de diversidade, abundância e biomassa relativa não apresentaram correlações positivas com a área (m²) dos canais (Figura 12).

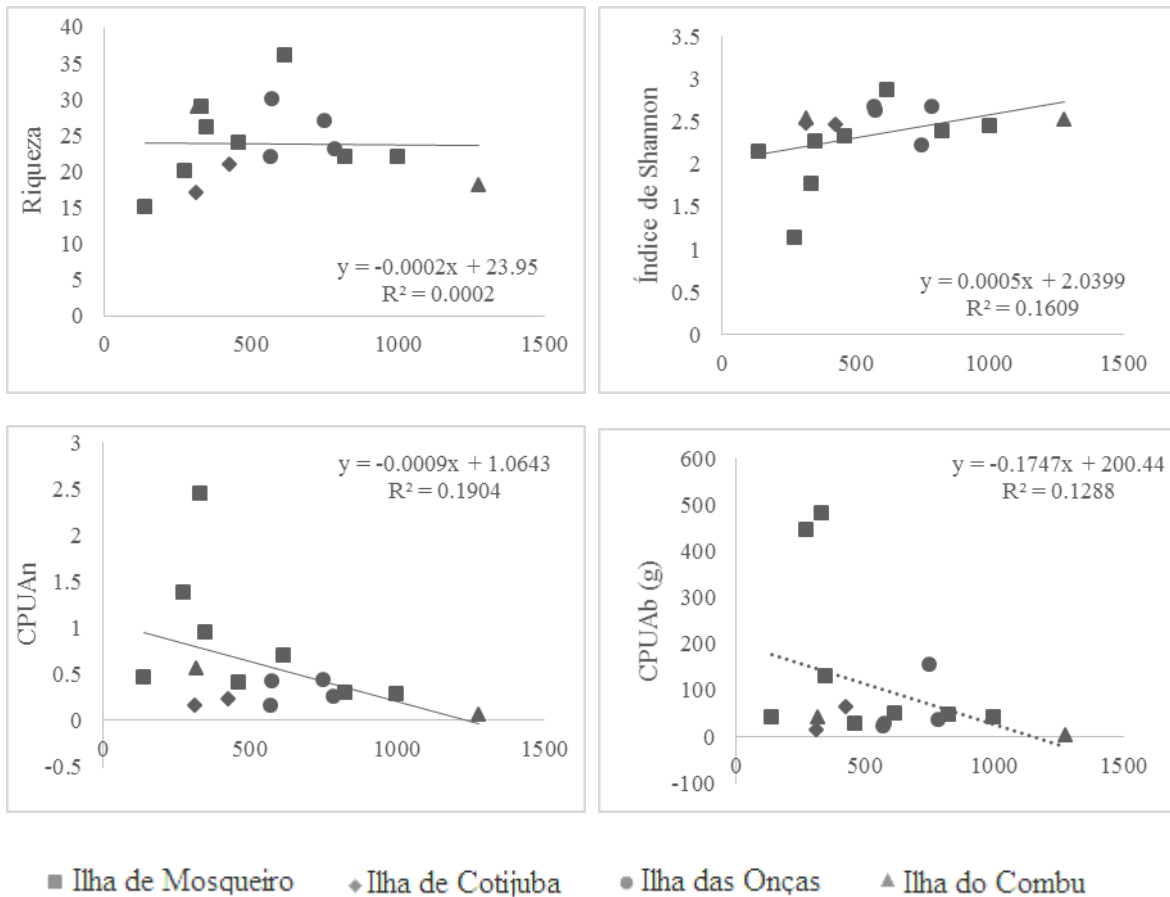


Figura 12: Regressões dos índices de diversidade, abundancia e biomassa em função da área inundada (m²) dos canais de maré de ilhas do estuário amazônico.

4.10. Análises de agrupamento e ordenação

A análise Cluster, nos permitiu a visualização da similaridade da composição da ictiofauna entre os canais para os períodos agrupados. Foi possível separar quatro grupos distintos (A, B, C e D), com um nível de corte de 49% (Figura 13). O grupo A foi representado pelo canal COT07, na ilha de Cotijuba. O canal COM02, na ilha do Combu representou o grupo B. Todos os canais da ilha de Mosqueiro e três canais da ilha das Onças se agruparam de forma similar, formando o grupo C. O grupo D foi formado pelo canal COM01 na ilha do Combu, e o ON04 na ilha das Onças.

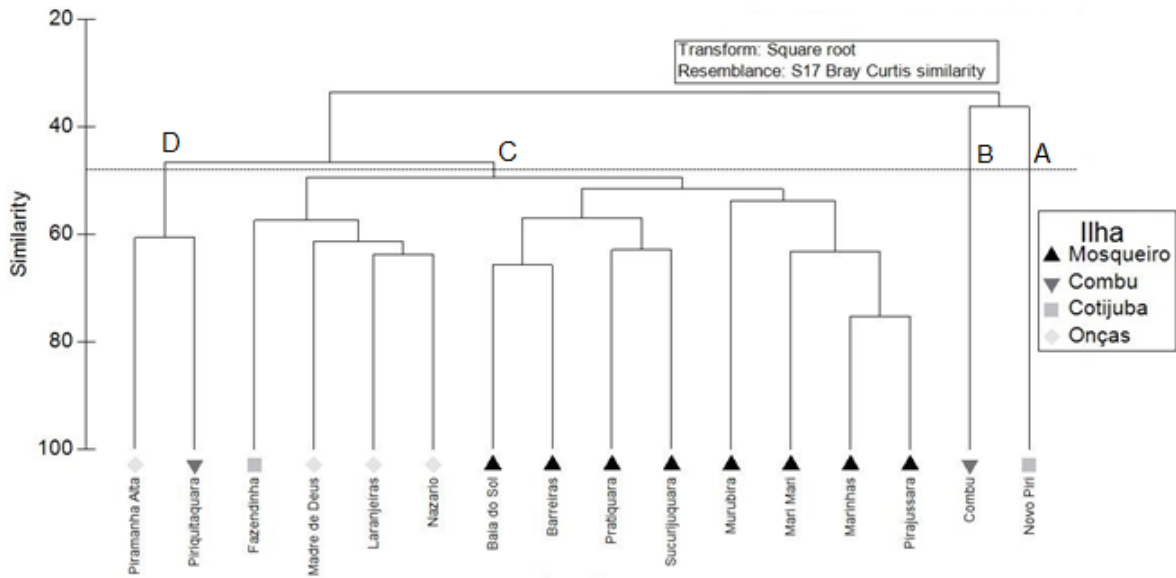


Figura 13: Análise de agrupamento Cluster da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.

O mesmo padrão de agrupamento foi identificado na ordenação multidimensional (MDS) para os períodos agrupados. Os canais de maré da ilha de Mosqueiro e da ilha das Onças mostraram a maior similaridade da ictiofauna, enquanto os canais Combu, da ilha do Combu, e Novo Piri, da ilha de Cotijuba, mostraram menor similaridade ictiofaunística (Figura 14).

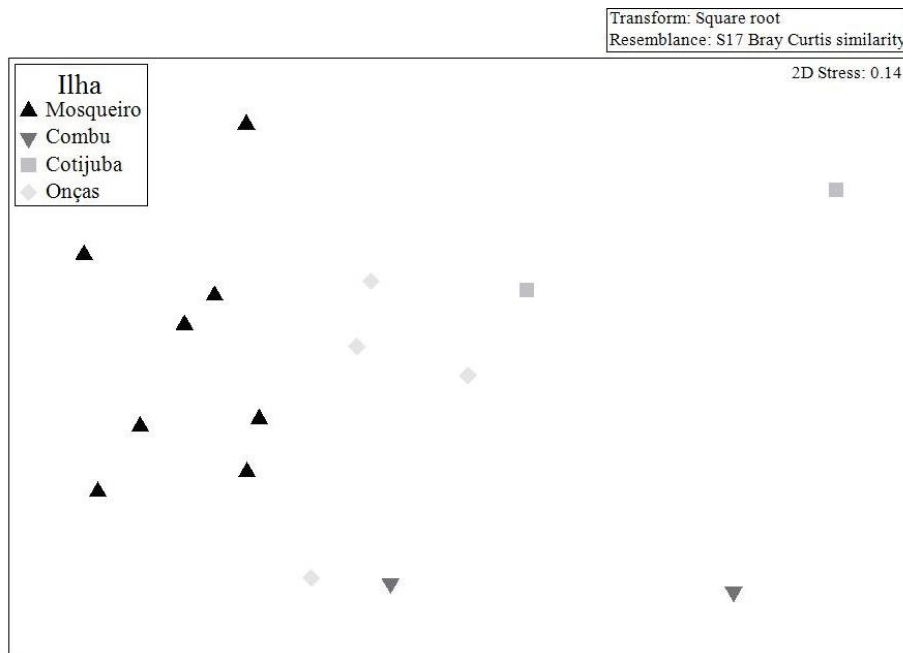


Figura 14: Análise de ordenação multidimensional (MDS) da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.

A análise de coordenadas principais (PCO) nos permite, além de identificar o ordenamento, avaliar quais espécies são as responsáveis pela similaridade de agrupamento entre os canais de maré (Figura 15). Novamente, os canais de maré da ilha de Mosqueiro mostraram uma maior similaridade no agrupamento. As principais espécies responsáveis por essa similaridade foram, *Lithodoras dorsalis*, *Anableps anableps*, *Pachypops fourcroi* e *Plagioscion squamosissimus*, que mostraram uma maior correlação com os valores dos dois primeiros eixos do ordenamento nos canais de maré da ilha de Mosqueiro. Isto significa que estas espécies são características da associação da assembleia dos canais de maré dessa Ilha. Os canais de maré das outras ilhas se apresentaram mais similares entre si em geral, mas distantes dos valores dos canais de maré da ilha de Mosqueiro. Neste grupo, observa-se uma maior correlação com *Hoplias malabaricus* e *Aequidens tetramerus*. Que caracterizam a assembleia destas ilhas.

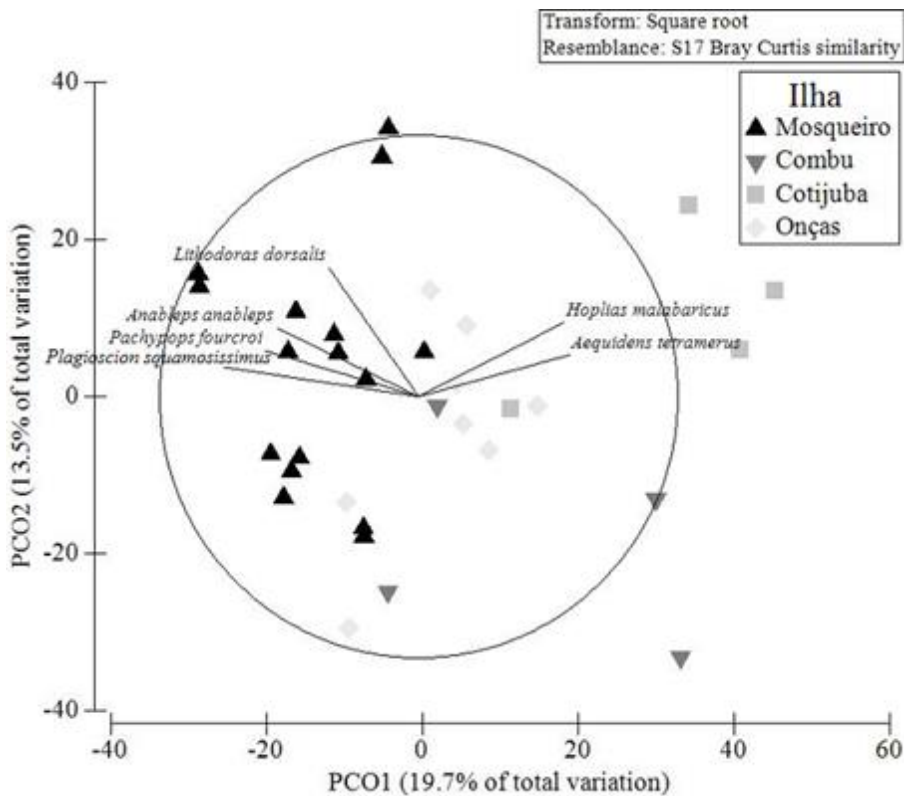
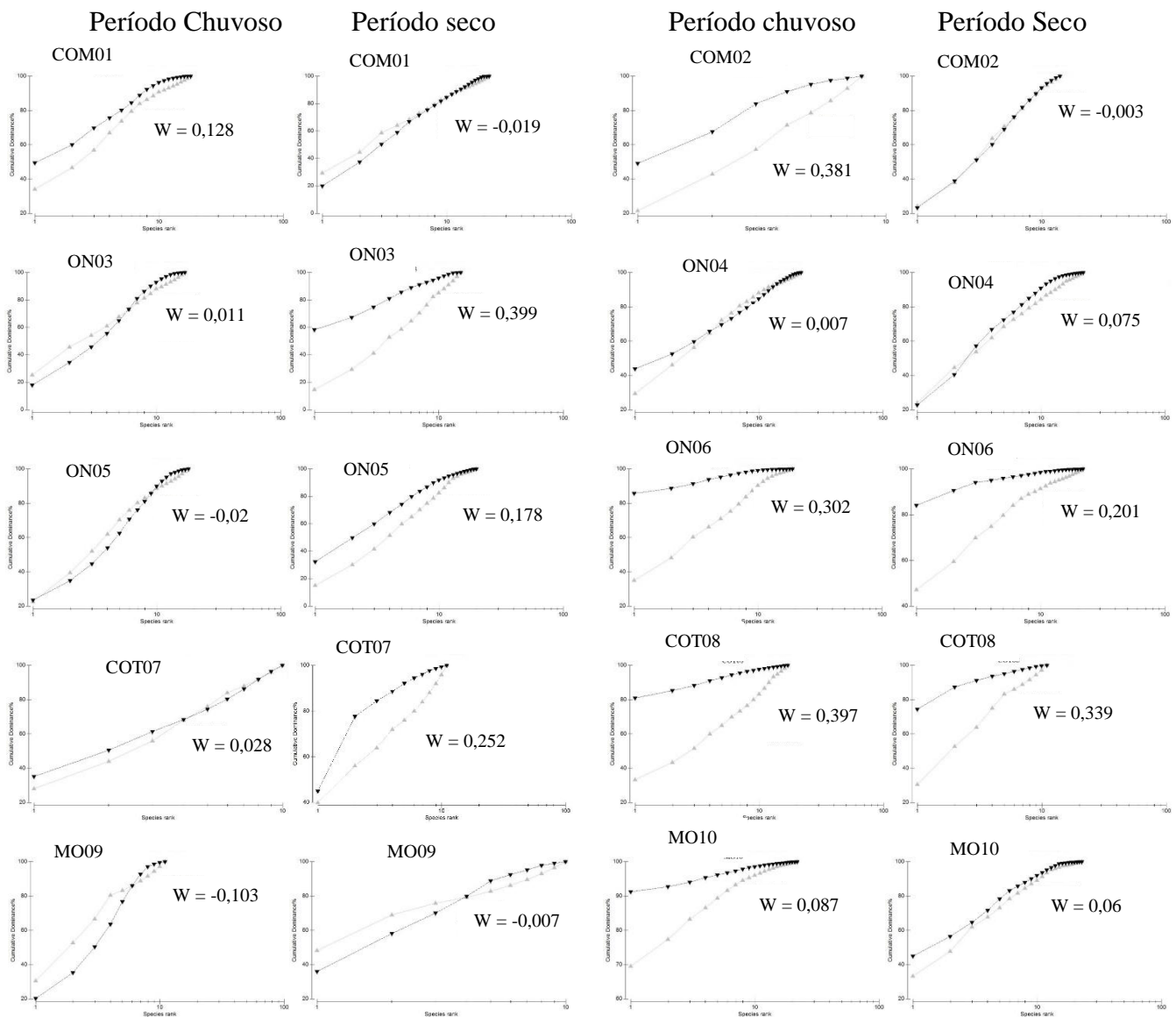


Figura 15: Análise de coordenadas principais (PCO) da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA, mostrando as espécies que possuem maior correlação com as ilhas.

4.11. Comparações de abundancia e biomassa – curvas abc

A análise da distribuição relativa da abundância e biomassa das assembleias de peixes, obtidas através dos gráficos das curvas ABC (Figura 16), nos mostram que a assembleia de peixes das ilhas se comportam de maneira semelhante, as curvas de biomassa e abundância se mantem próximas uma da outra, sendo que em alguns canais como ON05 e MO09 no período chuvoso e COM02, MO09 e COM02 no período seco, a curva de abundancia se sobrepõe a curva de biomassa com um valor de W negativo. Os demais canais, mesmo com valores positivos de W , mostram proximidade entre suas curvas de abundancia e biomassa.



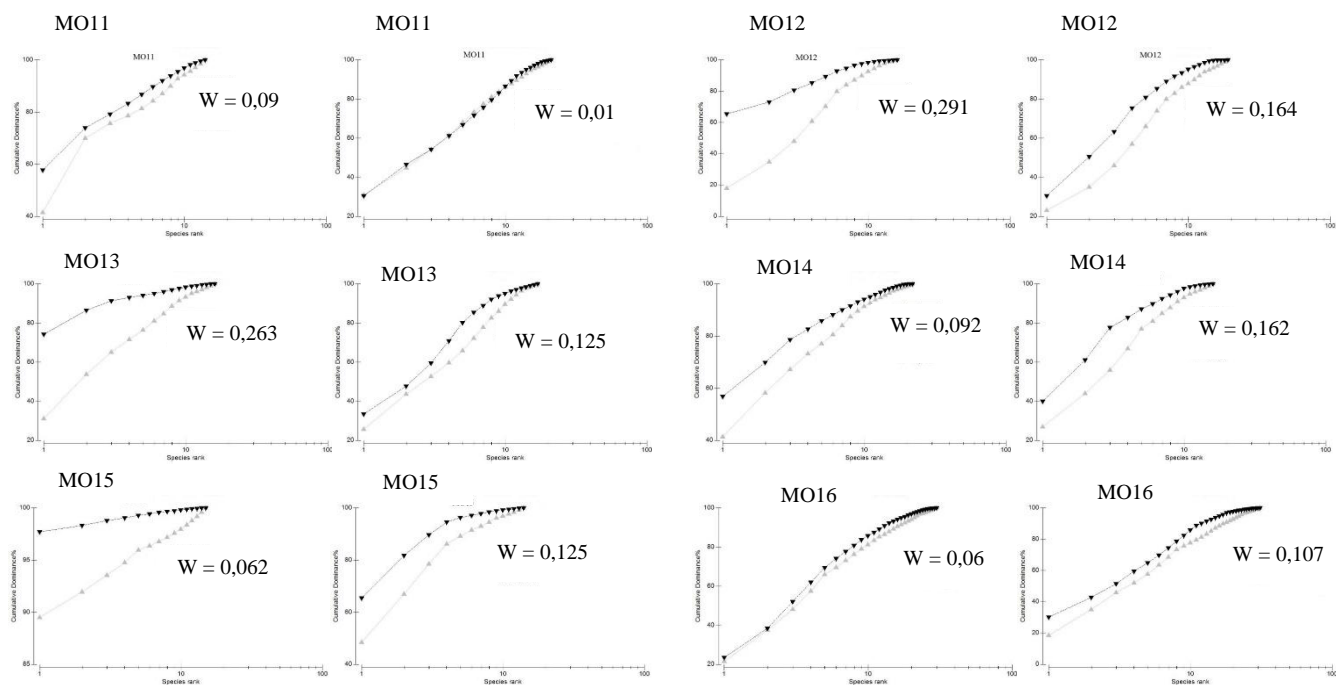


Figura 16: Curvas de abundância e biomassa (ABC) da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA, por ilhas e períodos do ano.

4.12. Espectro de Tamanho

A análise do espectro de tamanho por canais de maré nos mostra uma curva sempre descendente (Figura 17). De forma geral, os canais de maré da ilha de Mosqueiro e Onças apresentam as menores declividades (coeficiente b), o que indica que a assembleia é constituída tanto por indivíduos pequenos como maiores. Quando os canais são agrupados por ilha, novamente Mosqueiro apresentou a menor declividade (coeficiente b) seguida pela ilha das Onças (Figura 14). As ilhas do Combu e Cotijuba, obtiveram valores mais altos de declividade (coeficiente b), o que indica que nestes ambientes há peixes de menor tamanho.

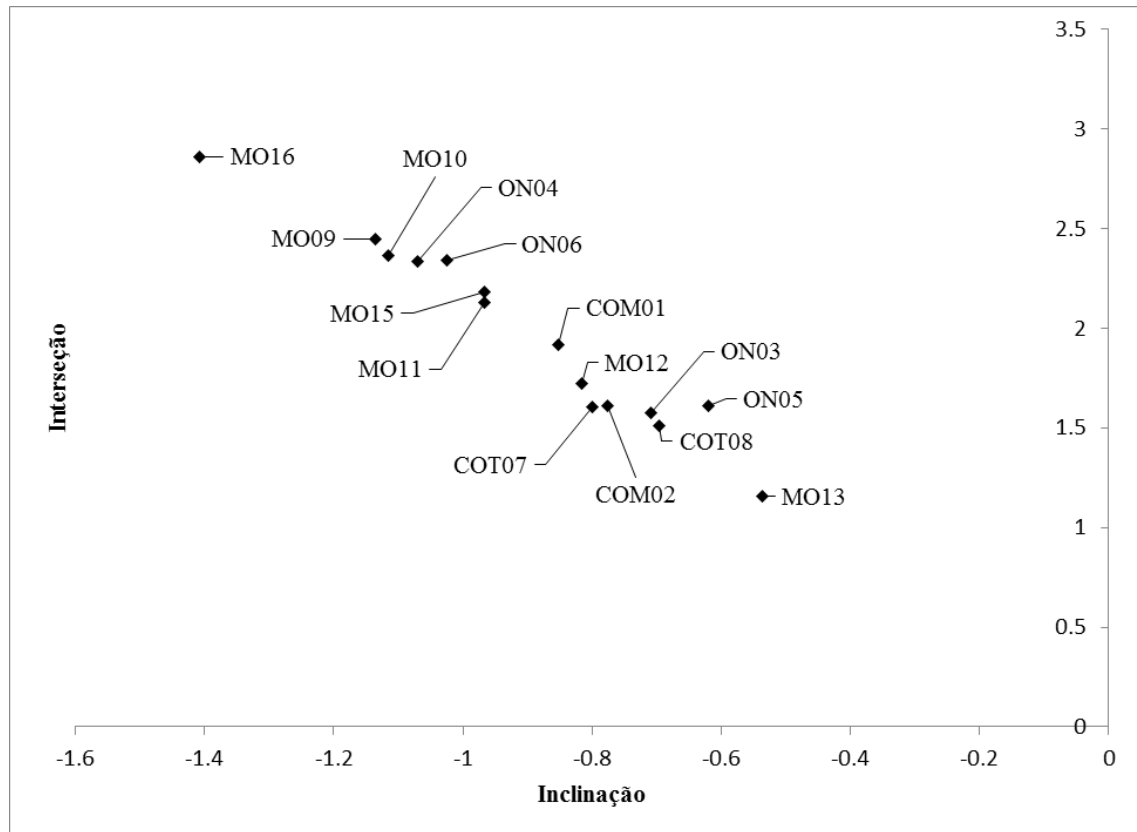


Figura 17: Análise do espectro de tamanhos da assembleia de peixes dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, PA.

4. DISCUSSÃO

O entendimento da dinâmica dos ecossistemas é de fundamental importância para o conhecimento dos padrões temporais e espaciais da diversidade. O bom entendimento destes padrões e de como a diversidade é mantida no ambiente gera informações que subsidiam a formulação de estratégias de manejo e conservação da diversidade (Balvanera et. al. 2002). De maneira geral, os padrões das assembleias de peixes estuarinos são bem documentadas, mas poucos trabalhos foram realizados nos canais de maré dos estuários da Amazônia atlântica (Barletta et. al. 2003; Krumme, 2004; Barletta et. al. 2005; Giarrizzo e Krumme, 2007; Giarrizzo e Krumme, 2008; Krumme et. al. 2008; Giarrizzo et. al. 2010).

Nos canais de maré estudados no presente trabalho, as variáveis físico-químicas da água se comportaram de maneira diferente dos demais estuários de regiões neotropicais, onde se observa uma variação destes fatores durante os períodos do ano,

modificando assim, a assembleia de peixes (Rivera et. al. 2002; Barletta, 2005; Simier et. al. 2006). Com exceção da temperatura, não houve variações significativas do pH, oxigênio dissolvido, e salinidade entre os períodos do ano e entre os canais de maré. Barthem e Schwassmann, (1994) encontraram diferenças significativas nas variáveis físico-químicas da água em estudos realizados na baía do Marajó, devido ao aporte de água oriundo do rio Amazonas e Tocantins. Esta flutuação nestes fatores não afetam as características físico-químicas da água dos canais de maré das ilhas do estuário amazônico, esta homogeneidade dos fatores pode estar relacionada com a localização das ilhas, e dos canais de maré na parte mais interna do estuário e as características atípicas que o estuário amazônico apresenta; devido à forte influência da vazão dos rios, o estuário amazônico apresenta características limnéticas sendo influenciado por marés oceânicas, desde o ponto de vista físico mas não nas características químicas estudadas (Barthem, 1985).

A composição das espécies, seguiram um padrão similar ao encontrado em estudos realizados em outros estuários neotropicais. Isto é: foi encontrado uma grande abundância de poucas espécies, que melhor se adaptam ao ambiente, e muitas espécies com pouca ocorrência, que utilizam/ocorrem nos estuários de forma esporádica ou acidental (Giarrizzo & Krumme, 2008). As famílias Doradidae, com uma espécie (30,80%) e Sciaenidae com 5 espécies (27,29%) juntas, foram responsáveis por mais de 58% da composição de espécies, mostrando uma dominância dessas espécies na assembleia. A dominância de uma espécie da família Doradidae, típica de rio, é incomum para ambientes estuarinos; já a dominância em abundância e a diversidade de espécies da família Sciaenidae é comum nos estuários da Amazônia atlântica devido a plasticidade ambiental das espécies deste grupo; as espécies desta família possuem origens marinhas e através de invasões durante o Mioceno, chegaram a bacia amazônica onde alguns gêneros como *Plagioscion* encontraram condições propícias para o seu estabelecimento e evolução para o ambiente de água doce (Camargo & Isaac, 2003; Lovejoy et. al., 2006; Cooke et. al., 2012). Espécies destas duas famílias ocorreram em grande abundância, isto reflete boa adaptação ao ambiente de macro mares; sua distribuição estaria relacionada à homogeneidade das variáveis físico-químicas da água e as baixas salinidades durante ano que permite sua distribuição nos canais de maré amostrados.

Os níveis de organizações de guildas ambientais e tróficas são ferramentas que auxiliam a realizar comparações com a organização funcional tanto de diferentes áreas com comparação entre áreas impactadas ou não (Callisto & Esteves, 1988). As guildas ambientais encontradas no presente estudo foram majoritariamente de espécies de água doce, não sofrendo grandes variações entre os períodos do ano. Este resultado já era esperado, pois a variação da salinidade nos canais de maré durante o ano é baixa, restringindo a entrada de espécies estuarinas e marinhas, e favorecendo a entrada de espécies de água doce. Com relação às guildas tróficas, de forma geral, com os períodos agrupados as espécies herbívoras foram maioria, sendo seguidos pelos zoobentofagos; havendo uma inversão dessas preferências alimentares entre os períodos do ano; no período chuvoso os indivíduos com preferência alimentar herbívora foram maioria sendo seguidos pelos zoobentívoros, no período seco, ocorreu o inverso, sendo os zoobentívoros a guilda alimentar com maior riqueza. Estes resultados diferem dos encontrados por Torres, 2010, onde a guilda trófica dos zoobentívoros foi predominante durante todo o período de coleta. A maior abundância do grupo de alimentar dos herbívoros foi devido a uma alta abundância da espécie *L. dorsalis* capturados no período chuvoso.

A diversidade beta dos canais de maré foi baixa, a diversidade média dos canais foi de 0,31, este resultado pode estar associado às características ambientais dos canais amostrados. A similaridade destes canais e a dinâmica das marés, que regulam entrada e saída dos peixes destes ambientes, cria ambientes limitantes e instáveis (Krumme, et al., 2004; Brenner & Krumme, 2007) pouca oferta de diferentes nichos dificulta o estabelecimento de uma fauna rica e abundante (Hutchinson, 1957). A complexidade das assembleias pode estar relacionada com a estabilidade ambiental e o número de nichos disponíveis; Santos, (2012) realizando trabalhos no estuário da baía de Salinópolis, onde o ambiente é mais estável que os canais de maré, encontrou índices de diversidade beta altos, com valores médios de 0,79.

De acordo com os resultados da análise RDAP, podemos assumir que no período seco e períodos agrupados, o espaço foi o maior agente estruturador da assembleia de peixes, seguidos pela interação entre ambiente e espaço no período chuvoso com as maiores correlações. A influência do ambiente sendo menor que a influência do espaço ou da interação entre ambiente e espaço, nos permite afirmar que o espaço (localização geográfica) atua como um fator que mais influencia na estruturação da assembleia de

peixes; o ambiente é espacialmente estruturado e isso influencia na estruturação das assembleias diminuindo a similaridade da composição em função da distância entre os canais; canais de maré mais distantes um do outro possuem uma composição mais heterogênea. A interação entre o ambiente e o espaço encontrado no período chuvoso pode estar relacionada com o aumento da disponibilidade de novos ambientes e de alimentos ocasionados pela cheia do período chuvoso (Maia e Chalco, 2002). Neste período os canais de maré recebem um maior aporte de água dos rios aumentando sua área alagada durante as marés de maior amplitude, nas luas cheias e novas (Krumme et al., 2004), o aumento dessa planície de inundação na maré alta propicia o aparecimento de novos habitats e uma maior disponibilidade de alimentos, à medida que a amplitude de maré vai diminuindo a água sai dessas planícies e volta para o canal principal, o canal de maré, e com isso, ela traz consigo sementes e frutas de árvores da região, matéria orgânica e nutrientes, o que deixa o ambiente mais rico em itens alimentares para a assembleia de peixes locais (Maia e Chalco, 2002).

O baixo poder de explicação das variáveis ambientais pode estar relacionado ao fato de apenas as variáveis físico-químicas da água terem sido incluídas na análise. Grande parte da assembleia de peixes do presente trabalho foi composta por peixes zoo-bentófagos, frugívoros ou oportunistas como: *Lithodora dorsalis*, *Pachypops fourcroyi*, *Ageneiosus ucayalensis*, *Lycengraulis batesii*, *Sciades herzbergii*, *hypophthalmus marginatus*, *Pimelodella altipinnis* e *Trachelyopterus galeatus* (Mourão et. al., 2014) Estas espécies possuem alimentação associada a matéria orgânica encontrada no sedimento e a material alóctone como frutas, sementes e macro invertebrados, assim, possuem uma maior relação com as características do sedimento e com variáveis de paisagem, como a composição da vegetação marginal dos canais. A inclusão destas variáveis deve aumentar o poder de predição do ambiente sobre a estrutura da assembleia de peixes em trabalhos futuros.

Apesar do espaço possuir uma maior correlação com a estrutura das assembleias que o ambiente, neste trabalho, as correlações encontradas do ambiente e do espaço com a assembleia de peixes não foram significativas, o resultado encontrado neste trabalho reforça a alternativa de que as assembleias de peixes dos canais de maré amostrados são estruturadas por eventos aleatórios, seguindo modelos nulos de distribuição (Gotelli e McGill, 2006). Esta aleatorização na composição pode estar relacionada às características mais homogêneas das variáveis da água e as baixas salinidades, sem

grandes flutuações espaciais ou entre os períodos; estudos realizados por Krumme et al., (2004), Barletta, (2004); Barletta et. al. (2005); Giarrizzo e Krumme, (2008) em canais de maré das reentrâncias paraenses-maranhenses mostraram uma ampla variação sazonal nas características físico-químicas da água, o principal agente estruturador da fauna local foi a salinidade, que apresentou uma variação entre os períodos, influenciando na variação da composição da ictiofauna nestes ambientes. Resultados similares foram encontrados por Simier et. al. (2006), em trabalhos realizados no continente Africano, Riviera, 2002, no México, onde a salinidade foi a variável que mais influenciou nas assembleias. Giarrizzo e Krumme, (2007) afirmam que em condições de salinidades homogêneas, o principal agente estruturador das assembleias podem ser as variáveis da paisagem.

Esta distribuição aleatória da ictiofauna também pode estar relacionada às características intrínsecas dos ambientes de canais de maré e a relação que a fauna possui com eles. Estes ambientes são ambientes altamente dinâmicos tendo seu pulso de inundação relacionado com o regime de maré, ao ponto em que os canais de maré vão enchendo, espécies em áreas subtidaís próximas ao local adentram o canal junto com a maré, realizando curtas migrações com fins de alimentação ou busca por abrigo seguros contra predadores, devido à baixa abundância de espécies piscívoras nestes ambientes; com a baixa mar, estas espécies são obrigadas a sair do canal (Krumme, et. al., 2004, Brenner & Krumme, 2007). A maré pode influenciar na estruturação destas assembleias, controlando o fluxo de entrada e saída dos peixes que realizam curtas migrações para estes ambientes em busca de alimentação e local seguro.

Os índices de diversidade são baseados no número de espécies e número total de indivíduos capturados, os canais de marés das ilhas do estuário amazônico são ambientes ricos e diversos, os canais Baía do Sol e Pratiçara na ilha de Mosqueiro, Piramanha Alta na ilha das Onças, e Piriçaitaquara na ilha do Combu apresentaram as maiores riquezas observadas; os canais Murubira e Sucuriçara, na ilha de Mosqueiro, Novo Piri, na ilha de Cotijuba e Combu, na ilha do Combu apresentaram as menores riquezas. A diversidade e equitabilidade apresentaram altos índices para os canais amostrados. Com exceção dos canais Sucuriçara e Pratiçara em Mosqueiro, que apresentaram as menores estimativas de diversidade devido à alta dominância da espécie *L. dorsalis*.

Não foram encontradas correlações entre os índices de diversidade e a área do canal. Os altos índices de riqueza e diversidade encontrados nestes canais podem estar relacionados às características edáficas dos canais. Segundo Krumme et al., (2004), os peixes não apresentam uma preferência por adentrarem canais de segunda ordem, permanecendo em maior quantidade nos canais de primeira ordem, assim, estes canais possuem maiores chances de mais indivíduos de diferentes espécies ocuparem o ambiente. Os canais com a maior riqueza encontrados neste trabalho foram os canais de primeira ordem, corroborando com Krumme et al., (2004). A diversidade se distribuiu de forma similar nos canais de maré amostrados, indicando ambientes conservados (Magurran, 2004). Em observações em campo, também foi notado, que em geral, os canais mais ricos e diversos possuem as maiores profundidades e larguras. Isto pode estar associado aos canais de primeira ordem, que em geral apresentam estas características.

Krumme (2015) em trabalhos realizados na Tailândia, Simier et. al., (2006) no oeste africano, Riviera et. al., (2002) no México e Giarrizzo & Krumme (2007) em trabalhos realizados no estuário de Curuçá, Brasil, encontraram estimativas de riqueza maiores que os encontrados no presente trabalho, em contra partida, Krumme et al., (2004), e Barleta (2003) em trabalhos realizados no estuário do rio Caete, Brasil, Martino (2003), nos EUA, encontraram estimativas de riqueza inferiores. Os índices de diversidade encontrados no presente trabalho foram altos quando comparados a trabalhos realizados por Mwandya et. al., (2010) na África, Lobropoulou e Papaconstantinou (2004) na Grécia, Batista e Rêgo (1996) e Paiva et. al., (2008) com trabalhos realizados no Brasil, nos estuários do Maranhão e Pernambuco respectivamente; estes autores encontraram estimativas de diversidade inferiores aos encontrados no presente trabalho. Isto pode ser resultado dos diferentes métodos de coletas e diferentes proporções de esforço utilizados nos trabalhos, que possibilitam ou não, a captura de mais indivíduos, dificultando uma padronização com fins de comparação. De maneira geral, a riqueza encontrada no presente trabalho foi maior que à riqueza encontrada por de outros trabalhos realizados nos estuários da Amazônia atlântica com a mesma arte de pesca (Krumme, et. al., 2004, Barleta, 2003; Barletta, et. al., 2005), isto pode estar relacionado ao maior esforço empregado no presente estudo.

As maiores estimativas de abundância e biomassa foram encontradas nos canais M010, M015, M014 e M016, ambos na ilha de Mosqueiro e ON06 na ilha das Onças;

as menores estimativas foram encontradas no canal COM02, na Ilha do Combu, COT07 e COT08 na ilha de Cotijuba, ON04 na ilha das Onças. A espécie *L. dorsalis* foi a que mais contribuiu para os altos valores de abundância e biomassa; os canais que apresentaram os menores valores de abundância e biomassa foram os canais onde não houve a ocorrência da espécie, ou que a espécie ocorreu em pequena quantidade. Este resultado pode estar relacionado com as características da paisagem desses canais e suas características edáficas, como largura e profundidade. De forma geral, os canais de maré das ilhas de Mosqueiro e das Onças que apresentaram as maiores abundâncias de *L. dorsalis* tinham paisagens similares, com grande quantidade de árvores frutíferas e que frutificam em diferentes momentos do ano (Guimarães et. al., 2004), ofertando assim, frutos e sementes durante o ano inteiro. A espécie *L. dorsalis* é uma espécie herbívora que nesta região se alimenta principalmente de frutos e sementes (Barbosa, 2012). Em observações de campo, foi possível corroborar essas afirmações. Os canais que apresentaram os maiores valores de abundância e biomassa, mostraram grande ocorrência de *L. Dorsalis*, bem como de árvores frutíferas na composição da sua vegetação ciliar, principalmente açai (*Euterpe oleracea*). Isto sugere que esta espécie realiza curtas migrações para os canais com fins alimentares, e sua distribuição pode estar relacionada a conservação da mata ciliar, à existência das árvores frutíferas e aos períodos de frutificação dessas árvores.

As espécies mais abundantes em número e biomassa foram, *L. dorsalis* e *P. squamosissimus* nas ilhas de Mosqueiro e Onças, na ilha de Cotijuba *L. dorsalis* e *H. malabaricus*, e na ilha do Combu as espécies *P. squamosissimus* e *A. ucayalensis* foram as mais abundantes. O padrão de abundância e biomassa das espécies pode ser influenciado por fatores bióticos e abióticos e flutuações sazonais naturais das espécies nos sistemas estuarinos (Yañez-Arancibia et. al. 1985). A maior abundância de uma espécie típica de água doce na ilha de Cotijuba pode estar relacionado ao canal Novo Piri ser mais interno e de terceira ordem, e as características da ilha, que apresenta floresta de terra firme (Cruz, 1996), devido a isso, este canal adquiri características mais semelhantes às de um igarapé com águas mais ácidas e com pouca profundidade. A ilha do Combu, não possui uma vegetação marginal densa com árvores frutíferas nem canais largos e profundos, o que possivelmente impossibilitou a existência de uma maior abundância e biomassa. A espécie *P. squamosissimus* foi abundante e constante durante todo o período de coleta em todos os canais.

As espécies mais abundantes em número e biomassa neste trabalho foram típicas de ambiente de água doce, divergindo com os resultados encontrados por Krumme et. al., 2004, Barletta, et. al., 2005 e Giarrizzo & Krumme 2007 em trabalhos realizados nos estuários da Amazônia atlântica, que encontraram espécies tipicamente estuarinas, que são mais resistentes às flutuações diárias e sazonais que os estuários apresentam. O fato dos resultados deste trabalho divergir com outros trabalhos se deve ao grande aporte de água doce dos rios neste caso, que torna o ambiente homogêneo, com baixa influência da salinidade, dificultando a entrada de espécies marinhas e estuarino-marinhas.

Os maiores valores de abundância e biomassa foram encontrados nos canais do MO10 e MO15, em Mosqueiro, estes canais apresentam mata ciliar densa composta em grande quantidade de árvores frutíferas, como açaí (*E. oleracea*), taberebá (*S. mombine*) e aninga (*M. linifera*), o principal responsável por estes altos valores foi a grande ocorrência de *L. dorsalis*, espécie herbívora, frugívora (Santos, 2006; Barbosa, 2012) sugerindo uma associação entre esses fatores reforçando a ideia de que os canais são ambientes de alimentação pra ictiofauna.

As análises Cluster e MDS agruparam as ilhas de Mosqueiro e das Onças em um único grupo devido à similaridade das assembleias de peixes encontradas nos canais de maré destas ilhas. O resultado da PCO mostra que as principais espécies responsáveis por esse agrupamento foram, *L. dorsalis*, *P. squamosissimu*, *P. fuorcroi* e *Anableps anableps*, sendo que a espécie *A. anableps* teve ocorrência apenas nos canais de maré da ilha de Mosqueiro. Os canais de maré Piriqitaquara na ilha do Combu e Piramanha alta na ilha das Onças foram agrupados em um único grupo, apesar de apresentarem uma composição similar aos outros canais, estes foram os canais que obtiveram as menores ocorrências de *L. dorsalis*. Os canais Combu na ilha do Combu e Novo Piri na ilha de Cotijuba formaram grupos distintos, possivelmente em decorrência do canal do Combu não ter tido ocorrência da espécie *L. dorsalis*, e do canal Novo Piri, segundo o resultado da PCO apresentar uma maior correlação com espécies típicas de igarapé, como *Aequidens tetramerus* e *Hoplias malabaricos*,

O resultado das análises de comparação da abundância e biomassa (curvas abc) mostrou valores de W negativos ou com curvas próximas, sempre com valores de W próximos a zero. Este resultado indica que o ambiente está sofrendo algum tipo de

impacto (Clarke & Warwick, 2001). Porém, foram encontrados altos índices de diversidade nos canais o que caracteriza um local íntegro. Os resultados encontrados neste trabalho podem estar relacionados com o uso dos canais de maré como áreas de berçário e recrutamento pela assembleia de peixes e não a algum tipo de impacto. (Hajisamae et al., 2006) O espectro de tamanho nos mostra que de forma geral, os canais de maré das ilhas de Mosqueiro e ilha das Onças possuem melhores condições para o desenvolvimento da ictiofauna; estas ilhas apresentam características propícias ao desenvolvimento de espécies de maior porte. Os canais das ilhas do Combu e Cotijuba apresentaram altos valores de declividade do espectro de tamanhos (coeficiente b) indicando a dominância de peixes de menor porte. Isto pode estar relacionado com a utilização destes canais como áreas de berçário e recrutamento pela assembleia de peixes ou as características edáficas dos canais, como a disponibilidade de espaço que seria mais limitada nesses canais e pode restringir o desenvolvimento de espécies de maior porte e facilitar o desenvolvimento de espécies de pequeno porte.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De forma geral, os canais de maré das ilhas do estuário amazônico apresentam características limnéticas o ano inteiro não sendo influenciados pelos períodos do ano. Os resultados deste trabalho sugerem que o ambiente e o espaço apresentam pouca influência sobre a estruturação da assembleia de peixes, sua estruturação segue padrões aleatórios; estes canais são importantes ambientes para a ictiofauna, que realiza pequenas migrações com fins de alimentação e busca por abrigos, reguladas pela ação das marés; os canais apresentaram um alto índice de riqueza e diversidade, mostrando que no geral, são ambientes conservados; as maiores abundâncias e biomassa encontradas foram em canais das ilhas de Mosqueiro e das Onças, sendo os canais destas ilhas mais similares entre si e apresentam as melhores condições para o desenvolvimento da ictiofauna; possuem árvores que fornecem frutas e sementes que são importantes para a alimentação dos peixes que adentram estes canais, reforçando sua função de local de alimentação; os indicadores de diversidade, abundância e biomassa não apresentaram relação com a área inundada dos canais;

Assim, a hipótese deste trabalho de: i) que as distâncias geográficas e os períodos do ano eram os principais agentes estruturadores da diversidade beta; e que canais de maré com maiores áreas abrigassem as maiores abundâncias e biomassas foram refutadas neste trabalho, mostrando que estes indicadores podem estar relacionados com outras variáveis não mensuradas no presente trabalho.

Aparentemente, regiões que não apresentam flutuações nas variáveis físico-químicas da água e apresentam baixos e constantes níveis de salinidade possuem a composição da assembleia de peixes relacionada com as variáveis da paisagem e as características edáficas dos canais. Novos estudos que avaliem as características edáficas dos canais de maré como ordem, profundidade e largura do canal, sedimento e variáveis da paisagem podem auxiliar no melhor entendimento de como a diversidade e abundância dessas assembleias se distribuem.

6. REFÊRENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Balvanera, P.; Lott, E.; Segura, G.; Siebe, C.; Islas, A. 2002. Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest., **Journal of Vegetation Science** 13 (2), 145-158.

Barbosa, T. A. P.. Aspectos ecológicos do bacu-pedra *Lithodoras dorsalis* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes: Doradidae) na foz amazônica, Brasil. 2012. 73 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 2012. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

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 Para. Emílio Goeldi**. 10(1):119-130.

Barletta M, Barletta-Bergan A. Saint-Paul, U. 1998. Description of the fishery structure in the mangrove dominated region of Bragança (State of Pará—north Brazil). **Ekotropica** 4:41–53

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

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, 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, 45–72.

Barthem, R.B. 1985. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da baía de Marajó, estuário amazônico. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, 2(1) 49-69.

Batista, V. S., Rêgo, F. N. 1996. Análise de associações de peixes em igarapés do estuário do rio Tibiri, Maranhão. **Revista Brasileira de Biologia**, 56, 163-176,

Belém, 2001. Secretaria Municipal de Economia. Diagnóstico da agricultura familiar das ilhas do município de Belém. Belém-Pa, Brasil, SECON.

Bianchi G, Gislason H, Graham K, Hill L, Jin X, Koranteng K, Manickchand-Heileman S, Paya I, Sainsbury K, Sanchez F, Zwanenburg K (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. **Journal of Marine Science** 57: 558-571

- Borcard, D. & Legendre, P. 2002. All scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecological Modeling*, 153, 51-68p.
- Borcard D., Legendre P., Avois-Jacquet C. & Tuomisto H. (2004) Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology*, 85, 1826-1832.
- Brenner, M. & Krumme, U. 2007. Tidal migration and patterns in feeding of the four-eyed fish *Anableps anableps* in a north Brazilian mangrove. *Journal of Fish Biology*, 70: 406–427.
- Bridgewater, S., Ratter, J.A. & Ribeiro, J. F. 2004. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 2295-2318.
- Callisto, M.; Esteves, F. A. 1998. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central. In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds). *Ecologia de insetos aquáticos*. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, p.223- 234.
- Camargo, M. & Isaac, V. J. 2003. Ictiofauna estuarina. M.E.B. Fernandes (Org). São Luís: Fundação Rio Bacanga. pp 105-142.
- Rivera M. C.; Hurtado J. A. Z. & Hernández, R. Z. 2002. Exploration of Spatial and Temporal Patterns of Fish Diversity and Composition in a Tropical Estuarine System of Mexico, *Review in Fish Biology and Fisheries*, 12, 2-3, 167-177.
- CERVIGON, F. Los peces marinos de Venezuela. Vol. I, 1991, 425 p.
- Cervigón, F. Cipriani, R. Fischer, W. Garibald, L. Hendrickx, M. Lemus, A.J. Márquez, R. Poutiers, J.M. Robaina, G. Rodriguez, B. 1992. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de agua salobres de la costa septentrional de Sur America. FAO, Roma, 513 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, 148-159p.
- Cooke, G. M., Chao, N. L. and Beheregaray, L. B. 2012. Marine incursions, cryptic species and ecological diversification in Amazonia: the biogeographic history of the croaker genus *Plagioscion* (Sciaenidae). *Journal of Biogeography*, 39: 724–738.
- Cordeiro, C. A. 1987. Estudo da salinização do estuário do Rio Pará no trecho Belém – Mosqueiro. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Pará. 119p.
- Cruz, S. R. H. 1996 Turismo na ilha de cotijuba sob a percepção de seus residentes. *Turismo em Analise*. São Paulo.

Dyer, K. R. Sediment transport processes in estuaries. In: PERILLO, G.M.E. Geomorphology and sedimentology of estuaries. Amsterdam: Elsevier. 1996. p.423 - 447

Elliott, M., & McLusky, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine Coastal and Shelf Science**. 55, 815 e 827.

Elliot 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.

Espírito-Santo, R.V., Isaac, V.J., Silva, L.M.A., Martinelli, J.M., Higuchi, H. & Paul, U.S. 2005. Peixes e camarões do litoral bragantino, Pará, Brasil. Belém: Programa Madam, Manejo e Dinâmica de Áreas de Manguezais. 1, p.1-268.

Fairbridge, R.W., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. In: Olausson, E. and Cato, I. (Eds.) **Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries**. J. Wiley & Sons, Chichester, 1-35

Fauth, J. E.; Bernardo, J.; Camara, M.; Resetarits Jr., W. S.; Buskirk, J. V.; McColIum, S. A. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. **The American Naturalist** 147: 282-286.

FRANÇA, S.; PARDAL, M. A.; CABRAL, H. N. 2018. Mudflat nekton assemblages in the Tagus estuary (Portugal): distribution and feeding patterns. **Scientia Marina**, V. 72, p. 591–602.

Giarrizzo, T.; Krumme, U. 2007 Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, North Brazil. **Bulletin of Marine Science** 80, 739–754.

Giarrizzo, T.; Krumme, U. 2008. Heterogeneity in intertidal fish fauna assemblages along the world's longest mangrove area in northern Brazil. **Journal of Fish Biology**. 72, 773– 779.

Giarrizzo, T.; krumme, U.; Wosniok, W. 2010. Size-structured migration and feeding patterns in the banded puffer fish *Colomesus psittacus* (Tetraodontidae) from north Brazilian mangrove creeks. **Marine Ecology Progress Series**. 419, 157–170.

Gibson R.N., Pihl L., Burrows M.T., Modin J., Wennhage H., Nickell L.A. 1998. Diel movements of juvenile plaice *Pleuronectes platessa* in relation to predators, competitors, food availability and abiotic factors on a microtidal nursery ground. **Marine Ecology Progress Series**. 165: 145-159

Gislason H. & Lassen H. 1997. On the linear relationship between fishing effort and the slope of the size spectrum. ICES CM 1997/DD: 05 11 pp

Gotelli, N. J. & McGill, B. J. 2006. Null Versus Neutral Models: What's The Difference?. **Echography**, 29: 793–800

Gregório A. N. D. & Mendes A. C. 2009. Characterization of sedimentary deposits at the confluence of two tributaries of the Pará River Estuary (Guajará Bay, Amazon). **Continental Shelf Research** 29: 609-618.

Guimarães, L. A., Santos, T. M., Rodrigues, M. D. e Frahan, B. H. 2004. Produção e comercialização do açaí do município de Abaetetuba, Pará. Pp. 159-179. In: Jardim, M. A. A., Mourão, L e Groissman, M. (Eds). Açaí (Euterpe oleracea Mart.): Possibilidades e limites para o desenvolvimento sustentável no estuário amazônico. Belém, **Museu Paraense Emílio Goeldi**, 274p.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HajisamaE, S.; Yeesin, P.; Chaimongkol, S. Habitat utilization by fishes in a shallow, semi-enclosed estuarine bay in southern Gulf of Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 68, p. 647-655, 2006.

Heino, J.; Eros, T.; Kotanen, J.; Rask, M. 2010. Describing lake fish communities: Do presence-absence and biomass data show similar spatial and environmental relationships? **Boreal Environment Research**. 15, 69-80.

Hubbell, S. P. 2001. *A Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press.

Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there some many kinds of animals? **American Naturalist**. 93: 145-159.

Isaac, V. J.; Barthem, R. B. Os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, série antropologia. 11(2): 295-339. 1995

Krumme, U. Grinvalds, K. Zagars, M. Elferts, D. Ikejima, K. Tongnunui, P. 2015. Tidal, diel and lunar patterns in intertidal and subtidal mangrove creek fish assemblages from southwest Thailand. **Environmental Biology of Fishes**: in Press

Krumme, U.; Keuthen, H.; Barletta, M.; Saint-Paul, U.; Villwock, W. 2008. Resuspended intertidal microphytobenthos as major diet component of planktivorous Atlantic anchoveta *Cetengraulis edentulus* (Engraulidae) from equatorial mangrove creeks. **Ecotropica**. 14,121-128

Krumme, U.; Ulrich, S.; Rosenthal, H. 2004. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazilian. **Aquatic Living Resources**. 17, 215-229.

- Legendre, P. & Legendre, L. 2000. Numerical Ecology. Elsevier Science, Amsterdam, 853 pp.
- Labropoulou, M., Papaconstantinou, C. 2004. Community structure and diversity of demersal fish assemblages: the role of fishery. **Scientia Marina**, 68: 215-226.
- Laegdsgaard P., Johnson C. R. 1995. Mangrove habitats as nurseries: Unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. **Marine Ecology Progress Series**. 126: 67-81.
- Lovejoy, N. R., Albert, J. S. & Crampton, W. G. R. 2006. Miocene marine incursions and marine/freshwater transitions: evidence from Neotropical fishes. **Journal of South American Earth Sciences**, 21: 5-13
- Martins, A. K. A. 2003. A ruralidade da ilha de Cotijuba: Um olhar etnográfico. **Lato & Sensu**, Belém, 4, 1, 3-5p.
- Martino, E. J.; Able, K.W. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 56 969–987
- Mathieson S, Cattrijsse A, Costa MJ, Drake P, Elliott M, Gardner J and Marchand J. 2000. Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. *Mar Ecol Prog Ser* 204: 225-242.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. Oxford 256.
- Maia, L. A.; Chalco, F. P. 2002. Produção de frutos de espécies da floresta de várzea da Amazônia Central importantes na alimentação de peixes. **Acta Amazônica** 32, 1: 45:54.
- McLusky, D.S., Elliott, M., 2004. The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management. Oxford University Press, Oxford, 214.
- Miranda, L. B., Castro, B. M., Kjerfve, B. 2002. Princípios de Oceanografia Física de Estuários. São Paulo: Edusp, 2002. 411.
- Mourao, K. R. M.; Ferreira, V.; Lucena-Fredou, F. 2014. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil. **Anais Academia Brasileira de Ciências**. 86, 4,
- Moraes, B. C. Costa, J. M. N. Costa, A. C. L. & Costa, M. H. 2005. Variação espacial e temporal da precipitação no Estado do Pará. **Acta Amazonica**, 35: 207-214p.
- Mwandya, A. W.; Gullström M.; Andersson M. H.; Öhman M. C.; Mgaya Y. D. 2010 Spatial and seasonal variations of fish assemblages in mangrove creek systems in Zanzibar (Tanzania). **Estuarine Coastal and Shelf Science** 89:277–286.

Nabout J.C., Siqueira T., Bini L.M. & Nogueira I.S. 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. **Acta Oecologica**, **35**, 720-726.

Neves, L. M.; Teixeira, T. P.; Araújo, F. G. 2011. 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.

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

Nip, T. H. M., Wong, C. K. 2010. Juvenile Fish Assemblages in Mangrove and Non-Mangrove Soft-Shore Habitats in Eastern Hong Kong. **Zoological Studies**, V. 49, p. 760-778.

Oliveira, D.M., Lucena Frédou, F.L., 2011. Caracterização e dinâmica espaço-temporal da atividade pesqueira na baía de Marajó Estuário Amazônico. *Arquivos de Ciências do Mar* 44, 40-53.

Paiva, A. C. G.; Chaves, P. T. C.; Araujo, M. E. 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista Brasileira de Zoologia**. 25, 4.

Perillo, G.M.E., 2009. Tidal courses: classification, origin and functionality. In: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brinson, M.M. (Eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*. Elsevier, Amsterdam.

Pritchard D. W. 1967. What is an estuary: physical viewpoint, In: Lauff GH (Ed.), *Estuaries*, American Association for the Advancement of Science, Washington DC, pp. 3-5.

Ribeiro, J. A. 2010. Área de proteção ambiental da ilha do Combu, Belém/PA: Desafios de implantação e de gestão de uma Unidade de Conservação. Dissertação (Mestrado). *Gestão dos Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia, Núcleo de Meio Ambiente*, Belém. Universidade Federal do Pará. 155p

Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science** 235, 167-171.

Santos, B. A. Influência das Variáveis Ambientais e Espaciais na Estruturação de Assembleias de Peixes Estuarinos da Zona Costeira Amazônica. 2012. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Pará.

Santos, G. M. ; Ferreira, E. J. G e Zuanon, J. A. S. 2006. Peixes comerciais de Manaus. *Manaus, Provárzea*, 144p.

Simier, M.; Laurent, C.; Ecoutin, J. M.; Albaret, J. J. 2006. The Gambia River estuary: A reference point for estuarine fish assemblages studies in West Africa. **Estuarine Coastal and Shelf Science**. 69, 615-628.

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

StatSoft, Inc. 2007. Statistica (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com

Torres, D. G. 2010. A Ictiofauna e a atividade pesqueira na ilha das onças, Barcarena – Pará. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Instituto de Ciências Biológicas, Belém Universidade Federal do Pará.

Vanormelingen, P., Cottenie, K., Michels, E., Muylaert, K., Vyverman, W. & De Meester, L. 2008. The relative importance of dispersal and local processes in structuring phytoplankton communities in a set of highly interconnected ponds. **Freshwater Biology**, 53, 11, 2170-2183.

Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, 30:279-338.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.

Whittaker, R.H. 1975. *Communities and Ecosystems*. Macmillan, New York.

Yáñez-Arancibia A, Sanchez-Gil P, Tapia G. M, Garcia A. M. C. 1985. Ecology, community structure and evaluation of tropical demersal fishes in the southern Gulf of Mexico, **Cahiers de Biologie Marine**, XXVI: 137–163