Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical-PPGBIO
Mestrado e Doutorado
UNIFAP/EMBRAPA-AP/IEPA/CI-BRASIL

LUIS MAURICIO ABDON DA SILVA

COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO RIO MATAPI, ESTADO DO AMAPÁ

MACAPÁ
2014

LUIS MAURICIO ABDON DA SILVA

COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO RIO MATAPI, ESTADO DO AMAPÁ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Biodiversidade Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Tavares Dias

MACAPÁ – AP
2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecária Adelina do Socorro Serrão Belém - CRB_2 –985

Silva, Luis Mauricio Abdon da
Composição, estrutura e distribuição da ictiofauna do rio Matapi, Estado do Amapá. / Luis Mauricio Abdon da Silva; orientador Marcos Tavares Dias. Macapá, 2014.
111 f.

Tese (Doutorado) – Fundação Universidade Federal do Amapá. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical-PPGBIO.

1. Peixe de água doce. 2. Ecologia aquática. 3. Pesca fluvial. 4. Zoologia . I. Tavares-Dias, Marcos, orient. II. Fundação Universidade Federal do Amapá - PPGBIO. III. Título.

CDD 639.31098116

Luis Mauricio Abdon da Silva

"COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO RIO MATAPI, ESTADO DO AMAPÁ.".

Tese/dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical da Universidade Federal do Amapá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biodiversidade Tropical. Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo assinada.

Orientador: Dr. Marcos Tavares Dias

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa/AP

Examinador: Dr. Israel Hidenburgo Aniceto Cintra

Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

Examinador: Dr. Luis Roberto Takiyama

Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Amapá - IEPA

Examinador: Dr. Admilson Moreira Torres

Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Amapá - IEPA

Examinador: Dr. Alexandro Cesar Florentino

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária–Embrapa/AP

Macapá, 21 de março de 2014

Dedico este trabalho à minha mãe, Mariza Melo, (em memória), irmãos, filha e esposa, pela compreensão dos momentos que não pude dar-lhes a devida e merecida atenção.

AGRADECIMENTOS

À Deus por estar sempre ao meu lado em todos os momentos de minha vida e por me permitir participar dessa maravilhosa festa que é viver.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical pela oportunidade da realização deste trabalho.

Ao Professor Dr. Marcos Tavares Dias a quem coube o desafio de me orientar.

Ao corpo docentes do PPGBIO.

À Rejane Peixoto e Luciana Santos, secretárias do PPGBIO.

À todos os colegas do PPGBIO que dividiram comigo momentos de satisfação e angústia.

Aos colaboradores e amigos Miguel Junior, Uédio Leite, Wagner José Pinheiro Costa, Marcelo Carim, Admilson Moreira Torres, Luis Roberto Takiyama, Dinaldo, Sergio Kleber, Luciedi Tostes e Roberto Pantoja (Chicão) pelo apoio e importante contribuição nas informações disponibilizadas para este trabalho.

Aos pescadores Jonas Monteiro, Josiel Monteiro e Marivaldo Rodrigues, pelo apoio nas coletas e momentos de descontração ao longo de nossas viagens.

À Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia (SETEC) pelo apoio financeiro na execução deste projeto (Processo: 35.000.061/2012).

À minha mãe Mariza Melo (in memorian) que sempre me apoio e ainda me apóia com seus fluidos de energia.

Aos irmãos, Mauro Cesar Abdon da Silva e Marco José Abdon da Silva, pelo carinho, apoio e incentivo à minha carreira.

À minha filha, Luiza Guimarães Abdon, por tentar compreender minha ausência durante todos esses anos.

À minha esposa, Surama Valena, companheira de todos os momentos felizes e difíceis, pelo carinho, apoio, incentivo e compreensão constante.

À todos os familiares e amigos que me acompanharam e apoiaram nesta difícil missão.

PREFÁCIO

Esta tese está dividida em três capítulos (artigos), seguindo o formato alternativo proposto pelas Normas de Diretrizes para Normalização de documento impresso e eletrônico de Teses e Dissertações da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) de 2005, que foi indicado pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO). O capítulo 1, intitulado "COMUNIDADE DE PEIXES EM UM AFLUENTE DO RIO AMAZONAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, NORTE DO BRASIL" seguiu as normas do periódico Iheringia Série Zoologia, para o qual foi previamente submetido. O capítulo 2, intitulado "INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESQUERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL"será submetido ao periódico Environmental Biology of Fishes. O terceiro capítulo intitulado, "A ICTIOFAUNA COMO INDICADOR DO ESTADO ECOLÓGICO DE UM TRIBUTÁRIO DA MARGEM ESQUERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL" será submetido ao periódico Acta Amazônica.

COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO RIO MATAPI, ESTADO DO AMAPÁ.

RESUMO

Os peixes de água doce neotropicais constituem aproximadamente 24% de todos os peixes do planeta, consequentemente somam de 20 a 25% de toda a biodiversidade dos vertebrados e ocorrem em menos de 0,003% da água do planeta. Entretanto, estima-se que de 30 a 40% dessa ictiofauna é ainda desconhecida. Porém, a maioria dos peixes de água doce do planeta, cerca de 8.000 espécies, encontra-se na América do Sul. O objetivo deste estudo foi analisar a composição, a estrutura e a distribuição da ictiofauna ao longo do rio Matapi. Os peixes foram coletados bimensalmente durante um ciclo anual, utilizando rede de emalhar de diferentes tamanhos, matapis, tarrafas, linha de mão e espinhel, em um raio de 1000 metros em quatro áreas ao longo do rio Matapi, também foram coletados parâmetros da água (pH, condutividade, sólidos suspensos, transparência) e outros fatores secundários como profundidade e largura do rio. Foram calculados os índices de constância para cada espécie, diversidade, equitabilidade e riqueza. Foi realizada análise de co-inércia, que determina a co-estrutura descrita entre parâmetros ambientais e peixes. Modelos matemáticos como log-normal, série geométrica, log-serie e *broken stick* foram calculados com os dados de abundância da ictiofauna em cada área. Foram aplicadas também análise de curvas K dominância e ABC, bem como análise de tamanho. Foram coletadas 105 espécies de peixes, sendo 70,2% Characiformes, 17,2% Perciformes, 8,8% Siluriformes, 1,7% Clupeiformes, 1,6% Tetraodontiformes, 0,2% Gymnotiformes e 0,05% Beloniformes, todos pertencentes a 27 famílias. Serassalmidae (25,1%), Characidae (22,3%) e Cichlidae (11,9%) foram famílias com maior número de espécimes coletados e Cichlidae e Loricariidae as famílias com maior diversidade de espécies. Nove espécies representam 70% do total de indivíduos capturados, e possuem ampla distribuição nessa bacia e entre essas *Metynnis lippincottianus* (Serassalmidae) foi a mais abundante em todas as áreas amostradas, seguida por *Curimata incompta* (Curimatidae), *Astyanax bimaculatus* (Characidae), *Geophagus camopiensis* (Cichlidae), *Triportheus albus* (Characidae), *Pimelodus ornatus* (Pimelodidae) e *Leporinus friderici* (Anostomidae). Porém, o número de indivíduos capturados foi maior no período de estiagem quando comparado ao período chuvoso, correspondendo a 63% do total capturado. A riqueza média de espécies foi 120 ± 8, mas a maior riqueza ocorreu na região da foz, área de confluência com rio Amazonas. Seis espécies foram constantes, seis acessórias e o restante acidental. O índice de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade e H'máx mostraram diferenças entre os períodos sazonais, bem como entre as áreas de estudo ao longo do rio Matapi, pois na foz houve maior diversidade de espécies. Os parâmetros ambientais não mostraram diferenças sazonais, mas sim entre as áreas de coleta. Já a ictiofauna mostrou diferenças tanto sazonal como espacial. A análise de co-inércia sumarizou eficientemente que a estrutura da ictiofauna e dos fatores ambientais ocorreram espacialmente, independentemente da sazonalidade e que os fatores determinantes dessa distribuição foram a transparência, condutividade, largura do rio e sólidos suspensos. As curvas ABC e K-dominância demonstraram que a área 1 foi a mais equilibrada em termos ecológicos e que a sazonalidade influenciou as áreas 2 e 3 com relação aos valores de W. A sazonalidade também influenciou a área 4 com relação a curva K-dominância. O modelo log-normal ajustou-se a todas as áreas. Os comprimentos foram maiores nas áreas 1 e 4, enquanto que os menores foram das áreas 2 e 3, características típicas de comunidades de áreas perturbadas. De uma forma geral, todas as áreas apresentaram-se como moderadamente perturbadas. Esses estudos podem contribuir

para orientar a gestão ambiental e esforços de conservação ao longo desse importante tributário do rio Amazonas.

Palavras-chave: Diversidade, Co-estrutura, Modelos de abundância

ABSTRACT

The neotropical freshwater fish constitute approximately 24% of all world; consequently they sum from 20 to 25% of entire biodiversity of the vertebrates and occur in less than 0,003% of the Earth's water. However, one can estimate that 30 to 40% of this ichthyofauna is yet unknown. But, most of the freshwater fish, about 8,000 species, can be found in the South America. The objective of the present study was to analyze the composition, structure and distribution of ichthyofauna at the Matapi River course. The fish were caught on a bimonthly basis during an annual cycle, utilizing the gillnets of various sizes, artisanal traps "matapis", nets, fishing line and longline, in a 1000 meters radius around four selected areas along the Matapi River. Also it was measured water quality parameters (pH, electrical conductivity, suspended solids and transparency) and other secondary factors such depth and width of the river. The constancy indexes for each species, diversity, equitability and richness were calculated. It was conducted a co-inertia analysis, which determines the description of the co-structure among environmental parameters and the fish. Mathematical models such as log-normal, geometric series, log-series and broken stick were calculated with the abundance data of the ichthyofauna for each selected area. It was also applied the K-dominance curve analysis and ABC, as well as the standard length category analysis. It was collected 105 fish species, being 70.2% Characiformes, 17.2% Perciformes, 8.8% Siluriformes, 1.7% Clupeiformes, 1.6% Tetraodontiformes, 0.2% Gymnotiformes e 0.05% Beloniformes, all belonging to 27 families. Serassalmidae (25.1%), Characidae (22.3%) e Cichlidae (11.9%) were the families with highest number of specimens collected; Cichlidae and Loricariidae were the families with major species diversity. Nine species represent 70% of total individuals captured, since they have broad distribution in the water basin; among then, *Metynnis lippincottianus* (Serassalmidae) was the most abundant in all sampled areas, followed by *Curimata incompta* (Curimatidae), *Astyanax bimaculatus* (Characidae), *Geophagus camopiensis* (Cichlidae), *Triportheus albus* (Characidae), *Pimelodus ornatus* (Pimelodidae) and *Leporinus friderici* (Anostomidae). The number of individuals caught during the dry season was greater than the rainy period, corresponding to 63% of the total captured. The average richness was 120 ± 8, but the highest richness occurred at the Matapi River mouth area, in the confluence with the Amazon River. Six species were constant, six accessories and the further accidental. The Shannon-Wiener (H') index, equitability and H'max showed seasonal differences, in addition to discrepancies between study areas along the Matapi River, because of the high diversity in the Matapi River mouth. The environmental parameters did not lead to seasonal differences, but variances among sample sites. The ichthyofauna presented seasonal and spatial differences. The co-inertia analysis efficiently summarized that the structure of ichthyofauna and environmental parameters occurred spatially, independent of seasonal variation, and the dominant factors were transparency, electrical conductivity, width of the river and suspended solids. The ABC curves and K-dominance demonstrated that the area 1 was more equilibrated in ecological terms and the seasonality influenced the areas 2 and 3 in relation to the W values. The seasonal variation also influenced the area 4 related to the K-dominance curve. The log-normal model self-adjusted to all areas. The lengths were

greatest in areas 1 and 4, while the smallest occurred in areas 2 and 3, typical characteristics of perturbed communities. These studies can contribute to guide the environmental management and efforts to conservation strategies along this important tributary of Amazon River.

Keywords: Diversity, Co-structure, Abundance models.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Localização da área de estudo com a localização dos pontos de coleta..... 22
Figura 2. Área 1 do rio Matapi – Foz do rio Matapi. 23
Figura 3. Área 2 do rio Matapi – Santo Antônio do Matapi..... 24
Figura 4. Área 3 do rio Matapi – Ariri. 25
Figura 5. Área 4 do rio Matapi. 26
Figura 6. Alguns apetrechos de pesca utilizados na pescaria (A – Malhadeiras; B – Espinhel; C – Matapi)..... 27
Figura 7. Aparelho Horiba sendo colocado na água para coleta de dados. 29

CAPÍTULO 1. COMUNIDADE DE PEIXES EM UM AFLUENTE DO RIO AMAZONAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, NORTE DO BRASIL

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e áreas de coleta dos peixes no Rio Matapi, Norte do Brasil. 45
Figura 2. Curva de acumulação de espécies ao longo do rio Matapi. As linhas superior e inferior denotam o erro padrão da estimativa. 55
Figura 3. Curva de acumulação de espécies, rarefação e estimador Chao1 por áreas de coleta ao longo do rio Matapi, norte do Brasil. 56
Figura 4. Variação de riqueza de espécies de peixes por área de coleta e período sazonal, de acordo com a análise de variância, no rio Matapi, norte do Brasil. 58

CAPÍTULO 2. INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESQUERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e áreas de coleta dos peixes no Rio Matapi, Norte do Brasil. 72
Figura 2. Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) dos períodos SE = Estiagem (azul); CH = Chuvoso (vermelho), para transparência, pH, largura do rio, profundidade, temperatura, condutividade, sólidos suspensos do rio Matapi, Amazônia Oriental, Brasil. 78
Figura 3. Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) das áreas (A1 = Área 1; A2 = Área 2; A3 = Área 3; A4 = Área 4), para transparência, pH, largura do rio, profundidade, temperatura, condutividade, sólidos suspensos do rio Matapi, Amazônia Oriental, Brasil. 79
Figura 4. Ordenação pela análise de componentes principais dos períodos de estiagem (SE) e período chuvoso (CH) das principais espécies coletadas no rio Matapi, Amazônia Oriental, Brasil. 80
Figura 5. Ordenação pela análise de componentes principais das áreas de coletas (A1 = Área 1; A2 = Área 2; A3 = Área 3; A4 = Área 4) das principais espécies do rio Matapi, Amazônia Oriental (Brasil) 81
Figura 6. Análise de co-inércia mostrando as espécies e as variáveis ambientais nos dois eixos de ordenação. Os valores de 1 a 8 representam as coletas na área 1, de 9 a 16 da área 2 e os valores de 17 a 31 as coletas na áreas 3 e 4. 82

CAPÍTULO 3. A ICITIOFAUNA COMO INDICADORA DO ESTADO ECOLÓGICO DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESUQERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e áreas de coleta dos peixes no Rio Matapi, Norte do Brasil. 94
Figura 2. Curva espécie-abundância da ictiofauna do Rio Matapi, Amazônia oriental (Brasil). 98

Figura 3. Curva espécie-abundância da ictiofauna o Rio Matapi, Amazônia oriental (Brasil), para os períodos sazonais. 99
Figura 4. Curva sazonal k-dominância das áreas ao longo do Rio Matapi 100
Figura 5. Curvas de abundância e biomassa (ABC) da ictiofauna capturada ao longo do Rio Matapi. 101

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1. COMUNIDADE DE PEIXES EM UM AFLUENTE DO RIO AMAZONAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, NORTE DO BRASIL

Tabela 1. Relação taxonômica, número total de indivíduos por ponto de coleta, constância, comprimento e arte de pesca das espécies capturadas no rio Matapi, norte do Brasil. C – Constância (A: Acidental; AC: Acessória; C: Constante). Com. Mín – Comprimento mínimo, Comp. Méd – Comprimento médio, Com. Max – Comprimento máximo. Arte de pesca (A – Anzol, M – Matapi, R – Rede, T – Tarrafa. 47

Tabela 2. Riqueza, índice de diversidade máxima (H'máx) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') obtidos para cada área de coleta de peixes do rio Matapi, norte do Brasil e período sazonal de amostragem com suas respectivas equitabilidade (E) e variância (Var H').....53

Tabela 3. Valores de t e probabilidade (P) da comparação das variâncias dos índices de diversidade de Shannon-Wiener entre as áreas de coleta ao longo do rio Matapi, norte do Brasil.....54

CAPÍTULO 2. INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESQUERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL

Tabela 1. Lista das principais espécies de peixes capturadas no Rio Matapi, Estado do Amapá. Brasil. (Código = código da espécie; Abun = Abundância; % = Contribuição relativa).....73

Tabela 2. Resumo das variáveis ambientais. N = 12 (oito meses x quatro pontos). 74

Tabela 3. ANOVA dois fatores para as variáveis ambientais transformadas.....74

CAPÍTULO 3. A ICITIOFAUNA COMO INDICADORA DO ESTADO ECOLÓGICO DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESUQERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL

Tabela 1. Ajuste dos modelos espécies abundância para a ictiofauna de cada área ao longo do rio Matapi. 99

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

1. INTRODUÇÃO GERAL 15
2. OBJETIVOS 18
2.1. Objetivo Geral 18
2.2. Objetivos Específicos 18
3. PROBLEMA 18
4. HIPÓTESES 19
5. MATERIAIS E MÉTODOS 20
5.1. Área de estudo 20
5.2. Coleta de dados 26
5.3. Análise de dados 29
REFERÊNCIAS 32
CAPÍTULO 1. COMUNIDADE DE PEIXES EM UM AFLUENTE DO RIO AMAZONAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, NORTE DO BRASIL
1. INTRODUÇÃO 42
2. MATERIAIS E MÉTODOS 43
2.1. Área de estudo 43
2.2. Procedimentos de coleta dos peixes 44
2.3. Análises de dados 46
3. RESULTADOS 47
4. DISCUSSÃO 58
REFERÊNCIAS 62
CAPÍTULO 2. INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESQUERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL
1. INTRODUÇÃO 70
2. MATERIAIS E MÉTODOS 71
2.1. Área de estudo 71
2.2. Procedimentos de coleta de peixes 73
2.3. Análise dos dados 75
3. RESULTADOS 76
4. DISCUSSÃO 83
REFERÊNCIAS 85
CAPÍTULO 3. A ICITIOFAUNA COMO INDICADORA DO ESTADO ECOLÓGICO DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESUQERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL
1. INTRODUÇÃO 91
2. MATERIAIS E MÉTODOS 92
2.1. Área de estudo 92
2.2. Procedimentos de coleta dos peixes 95
2.3. Análises de dados 96
3. RESULTADOS 96
4. DISCUSSÃO 102
REFERÊNCIAS 106
CONSIDERAÇÕES FINAIS 110

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os peixes de água doce neotropicais constituem aproximadamente 24% de todos os peixes do planeta, e somam de 20 a 25% de toda a biodiversidade dos vertebrados e ocorrendo em menos de 0,003% da água do planeta (VARI & MALABARBA, 1998; LOWE-McCONNELL,1999; REIS *et al.*, 2003). Entretanto, estima-se que de 30 a 40% dessa ictiofauna é ainda desconhecida (UIEDA & CASTRO, 1999). Porém, a maioria dos peixes de água doce do planeta, mais de 4000 espécies, encontra-se na América do Sul (SCHAEFER, 1998; REIS *et al*. 2003).

Na bacia amazônica, estudos têm sido conduzidos em diversos locais (ARAÚJO, 2004; CAMARGO *et al*., 2004; GAMA & HALBOTH, 2004; CAMARGO *et al*., 2005; CÔRREA, 2007; ANJOS *et al*., 2008; ESPÍRITO-SANTO *et al*., 2009). Estima-se que a região abriga a maior diversidade de peixes de água doce do planeta, com cerca de 2.400 espécies válidas (LÈVÊQUE *et al.*, 2008), mas esse número pode ultrapassar 3.000 espécies (CARVALHO *et al.*, 2007). A maior parte dessa ictiofauna é constituida por espécies de Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes (ROBERTS, 1972; REIS *et al*., 2003; FUENTES & RUMIZ, 2008).

Novos estudos com foco em alguns ambientes aquáticos, tais como pequenos rios e riachos pouco conhecidos e áreas de difícil acesso podem aumentar consideravelmente a riqueza de espécies amazônicas (BOHLKE *et al.*, 1978; MENEZES, 1996), incluindo o Brasil. Consequentemente, os recursos pesqueiros têm sido tradicionalmente subestimados em sua importância pelos órgãos governamentais (RUFFINO, 2008), que necessitam então de informações que contribuam para o ordenamento e manejo pesqueiro nas diversas regiões do Brasil.

O Brasil possui cerca de 2500 espécies de peixes de água doce (BACKUP *et. al.*, 2007), representando aproximadamente 37% dos vertebrados conhecidos no país (LEWINSOHN & PRADO, 2005). Estima-se que 85% desses peixes são primariamente espécies de água doce e o restante, espécies marinhas que invadiram secundariamente a água doce (UIEDA & CASTRO, 1999). Algumas espécies de peixes realizam migrações sazonais, podendo ser de local para local, de águas profundas para a superfície, para desovar ou para se alimentar (POUGH *et al.*, 1999).

Na Amazônia, situada inteiramente na região tropical da América do Sul, as variáveis climatológicas mais importantes são a atividade convectiva (formação das nuvens) e a precipitação pluviométrica. O regime de precipitação exibe variações anuais bem definidas, caracterizando um período chuvoso e de estiagem (SOUZA & CUNHA,

2010), essas variações alteram as características físicas e químicas da água, como pH, condutividade, oxigênio dissolvido, fluxo e temperatura, o que é determinante na estruturação da ictiofauna (TEJERINA-GARRO *et al.*, 1998). Além disso, elas expandem e contraem sazonalmente os ambientes, regulando as comunidades aquáticas (JUNK *et al.,* 1989) e tornando estes ambientes muito dinâmicos e diversos em espécies.

A interpretação das causas das modificações das comunidades aquáticas em condições naturais segue a ideia de que suas características estruturais e funcionais respondem às variações abióticas (pH, oxigênio dissolvido, turbidez, e outros fatores) e bióticas (relações inter e intraespecíficas), em uma escala espacial e temporal (POFF, 1997; MATIN-SMITH, 1998; SANTOS, 1998; MATTHEWS, 1998; TAYLOR & WARREN JUNIOR, 2001; TONDATO & SÚAREZ, 2010).

Uma abordagem para se estimar essas modificações naturais ocorridas no ambiente é a identificação dos padrões da relação entre as comunidades aquáticas. Quatro características do hábitat são geralmente reconhecidas como sendo as mais relevantes para os peixes: a profundidade e velocidade da água, composição do substrato do leito e cobertura vegetal (MINSHALL, 1988; ANGERMEIER & KARR, 1994; PENCZAK *et al.*, 1994; CASATTI & CASTRO, 1998; MÉRIGOUX *et al.*, 1998; RINCÓN, 1999; UIEDA & CASTRO, 1999; BECKER, 2002), as quais fornecem suporte para análises dos efeitos das mudanças e/ou alterações no habitat (BAIN & KNIGHT, 1996) e, consequentemente, sobre as comunidades de peixes. Entretanto, outras características do ambiente aquático influenciam as comunidades de peixes como, por exemplo, as condições históricas/biogeográficas, climáticas (temperatura e precipitação), e fatores bióticos tais como a predação e competição (RODRIGUEZ & LEWIS, 1997; JACKSON *et al.*, 2001; TEJERINA – GARRO *et al.*, 2005).

Outras condições ambientais tais como a geomorfologia, regime de distúrbios naturais e a dinâmica da vegetação também refletem a interação entre fatores biológicos e físicos em uma bacia hidrográfica. Tais fatores têm reflexos sobre as características dos sistemas lóticos, sendo, portanto importantes componentes na manutenção da qualidade dos hábitats (MELO, 2000; BECKER, 2002).

A distribuição de espécies sempre foi a preocupação central da ecologia. Nos últimos anos, um número crescente de estudos em ecologia, biogeografia, biologia da conservação vem construindo modelos preditivos da distribuição das espécies visando a melhor proteção e gestão dos recursos naturais e dos ecossistemas. Geralmente, a

maioria deles usa técnica de modelagem estática que se referem à distribuição atual de espécies a um conjunto de variáveis ambientais disponíveis (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000; THUILLER, 2003). Identificar e explicar como as variáveis ambientais afetam a distribuição das espécies ainda é trabalho difícil, devido ao fato da maioria dos ecossistemas exibirem uma substancial heterogeneidade espacial e temporal (THOMPSON *et al*., 2001).

Os ecossistemas respondem de formas variadas às perturbações naturais ou antropogênicas. Na perturbação natural, os organismos aparentemente têm tempo suficiente para se adaptarem às transformações (PETESSE *et al*., 2007). Na antropogênica, as perturbações interagem de maneira mais complexa e, na maioria das vezes, compromete a sobrevivência de várias espécies. Em ecossistemas aquáticos, os efeitos das pressões ambientais artificiais raramente podem ser eficazmente avaliados usando apenas variáveis físicas e químicas como medidas indiretas da integridade biótica, devendo ser também avaliados por meio de medidas da biota aquática (FAUSH *et al*.,1990).

Rios têm um importante papel na biosfera como condutores de nutrientes, sedimentos, fragmentos de madeiras e organismos do continente para o mar. São usados pelos humanos para transporte, pesca, geração de energia, abastecimento doméstico, industrial e agropecuário (PETTS, 1989). Eles também suportam comunidades ecológicas únicas e complexas e muitas vezes influenciam a estrutura e o funcionamento do ecossistema terrestre circundante. Devido a isso, bem como o papel fundamental da água doce como um recurso humano, os ecologistas são cada vez mais solicitados a avaliar ou monitorar a "saúde", "status", ou "condição" do rio (BAILEY *et al*., 2004).

A localização geográfica do estado do Amapá na foz do rio Amazonas, determina algumas particularidades principalmente quanto ao uso dos recursos naturais. A zona costeira do estado está dividida em dois setores: i) o setor costeiro estuarino ou amazônico e ii) o setor atlântico ou oceânico (SANTOS & FIGUEIRA, 2004). O primeiro se caracteriza por possuir as maiores densidades demográficas do estado do Amapá, onde os problemas sociais e as pressões ambientais são preocupantes e pouco estudados. O segundo por possuir os bancos de pesca e áreas de proteção ambiental. O rio Matapi está inserido no setor costeiro estuarino, e por isso, sujeito as pressões ambientais.

Estudos sistemáticos sobre ictiofauna no Amapá são escassos e na bacia do rio Matapi mais ainda. O conjunto das atividades desenvolvidas nesta região reúne vários problemas relacionados ao uso e disponibilidades de recursos hídricos, tornando-se urgente a necessidade de estudos sobre a ictiofauna, no que diz respeito ao seu estado de preservação e conservação, especialmente na área urbana e no seu entorno, tendo em vista o alto grau de uso dos recursos naturais.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Estudar a ictiofauna e os fatores que influenciam a distribuição das espécies ao longo do rio Matapi.

2.2. Objetivos Específicos

Analisar a composição e a estrutura das comunidades de peixes quanto aos aspectos da diversidade, equitabilidade e riqueza ao longo do rio Matapi de acordo com a sazonalidade;

Determinar os parâmetros ambientais que podem influenciar a estrutura da ictiofauna ao longo do rio Matapi;

Determinar o estado ecológico do rio Matapi baseado na abundância da ictiofauna.

3. PROBLEMA

Devido a escassez de estudos sobre a ictiofauna e a relação entre peixes-hábitat do rio Matapi, o uso dos recursos pesqueiros ainda é uma preocupação, pois o crescimento populacional nas cidades é muito elevado. Daí surgiram os seguintes questionamentos: Quais as espécies da ictiofauna, sua estrutura e abundância no rio Matapi? Quais fatores ambientais podem estar influenciando na composição da ictiofauna? Como esses fatores ambientais influenciam a diversidade da ictiofauna do rio Matapi? Assim, este estudo visa o entendimento da estrutura e funcionamento da ictiofauna do rio Matapi e poderá representar um avanço metodológico no estudo de modelos de distribuição de espécies da ictiofauna na Amazônia, além de auxiliar a gestão desse ecossistema aquático e dos recursos hídricos, por órgãos públicos.

4. HIPÓTESES

Baseado no problema apresentado, as seguintes hipóteses foram formuladas:

Hipótese 1:

A composição das espécies ao longo do rio Matapi não sofre influência espaço-temporal, pois as espécies são distribuídas aleatoriamente sem interferência de período chuvoso ou de estiagem.

Hipótese 2:

A distribuição das espécies é determinada por processos estocásticos, pois nenhum fator interfere na distribuição dessas espécies.

Hipótese 3:

A ictiofauna apresenta características ecológicas que indicam impacto do uso e ocupação ao longo do rio Matapi

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. Área de estudo

O rio Matapi apresenta uma extensão de aproximadamente 150 km até desaguar no Amazonas e engloba parcialmente os municípios de Porto Grande - AP, Macapá - AP e Santana - AP cuja bacia hidrográfica abrange uma área de 2.538 km^2 (TAKIYAMA *et al*., 2007). No seu alto curso tem direção NW-SE e uma largura menor do que 10 m. No seu médio curso adquire uma direção NE-SW e largura de 100 a 150 m, e no seu baixo curso volta a correr na direção NW-SE e torna-se mais largo com um canal de 200 a 250 m de largura. Na sua foz apresenta uma largura superior a 400 m. Seus principais tributários são, de montante para jusante, o Flexal, pela margem esquerda no trecho superior, e o Maruanum pela margem direita no trecho médio. A partir da foz do rio Flexal, descendo o curso, o rio Matapi é praticamente navegável e fortemente influenciado pela maré.

Sob o ponto de vista geomorfológico, o rio Matapi atravessa, da cabeceira para a foz, três unidades geomorfológicas: Colinas, Tabuleiros Costeiros e Planície Amazônica (TORRES, Comunicação pessoal).

As Colinas ocorrem na extensão inicial do rio bem acima da confluência com o rio Flexal. Esse relevo de topos convexos se desenvolve sobre as rochas cristalinas do embasamento de idade pré-cambriana (2500 a 1600 Ma) representado pelo Complexo Tumucumaque (gnaisses), Grupo Vila Nova (quartzitos, formações ferríferas, anfibolitos e xistos) e pela Suite Intrusiva Igarapé Cupixi (granitos e dioritos) (TORRES, Comunicação pessoal).

Os Tabuleiros Costeiros constituem um relevo de topos tabulares e vales abertos, esculpido em coberturas sedimentares inconsolidadas de idade neógena (Mioceno/Plioceno; 23,5 a 1,75 Ma) expostas de maneira descontínua nas margens do Matapi. Essa cobertura sedimentar é formada pelo Grupo Barreiras composto de sedimentos argilo-arenosos, de cores variegadas, gradando para sedimentos areno-argilosos inconsolidados, com concreções lateríticas (TORRES, Comunicação pessoal).

A unidade geomorfológica Planície Amazônica ocupa boa parte das margens do rio Matapi entre sua foz e sua confluência com o Flexal, onde há maior influência das marés. Nessa área de várzea atual ocorre acumulação de sedimentos predominantemente

lamosos (silte e argila) trazidos pelas inundações sazonais do rio Amazonas e diárias das marés em direção ao interior do Matapi (TORRES, Comunicação pessoal).

Ao longo dessa bacia há cerca de 20 pequenas comunidades que vivem principalmente do extrativismo e agropecuária familiar (TAKIYAMA *et al*., 2007), e o rio Matapi sofre inundação diária das marés do rio Amazonas. A pesca existente nessa região é insipiente e de caráter artesanal e de subsistência.

Quatro áreas de coletas foram adotadas ao longo do rio Matapi para esse estudo (Figura 1), e suas características físicas determinadas (profundidade, largura do rio e tipo de vegetação predominante) seguindo metodologia recomendada por Takiyama *et al*. (2007).

A área 1 (A1) localiza-se na foz do rio Matapi, na confluência com rio Amazonas, apresenta bancos arenosos e recebe descarga de sedimentos trazida pelo rio Amazonas, com aproximadamente mais de 400 domicílios ao redor da área. Possui intensa atividade de navegação, pois nesta área existe o distrito industrial que concentra empresas transportadoras e indústrias de pequeno e médio porte ligadas principalmente à produção de gêneros alimentícios e produtos madeireiros, outras atividades produtivas são desenvolvidas como extrativismo animal e vegetal, piscicultura e agropecuária. Essa área sofre continuo processo de modificação de paisagem com a dinâmica das marés diárias do rio Amazonas, associada aos processos de erosão e acreção de sedimentos e a vegetação predominante é constituída por macrófitas aquáticas. Possui uma profundidade variando de 4 a 10 m e largura, de uma margem a outra do rio, de aproximadamente 500 m de comprimento (Figura 2). O acesso a esta área é realizada por via terrestre, chegando pela rodovia AP010 até a balsa do Matapi, ou por via fluvial chegando até o porto de Santana - AP e navegando por aproximadamente 20 minutos.

Figura 1. Localização da área de estudo com a localização dos pontos de coleta.

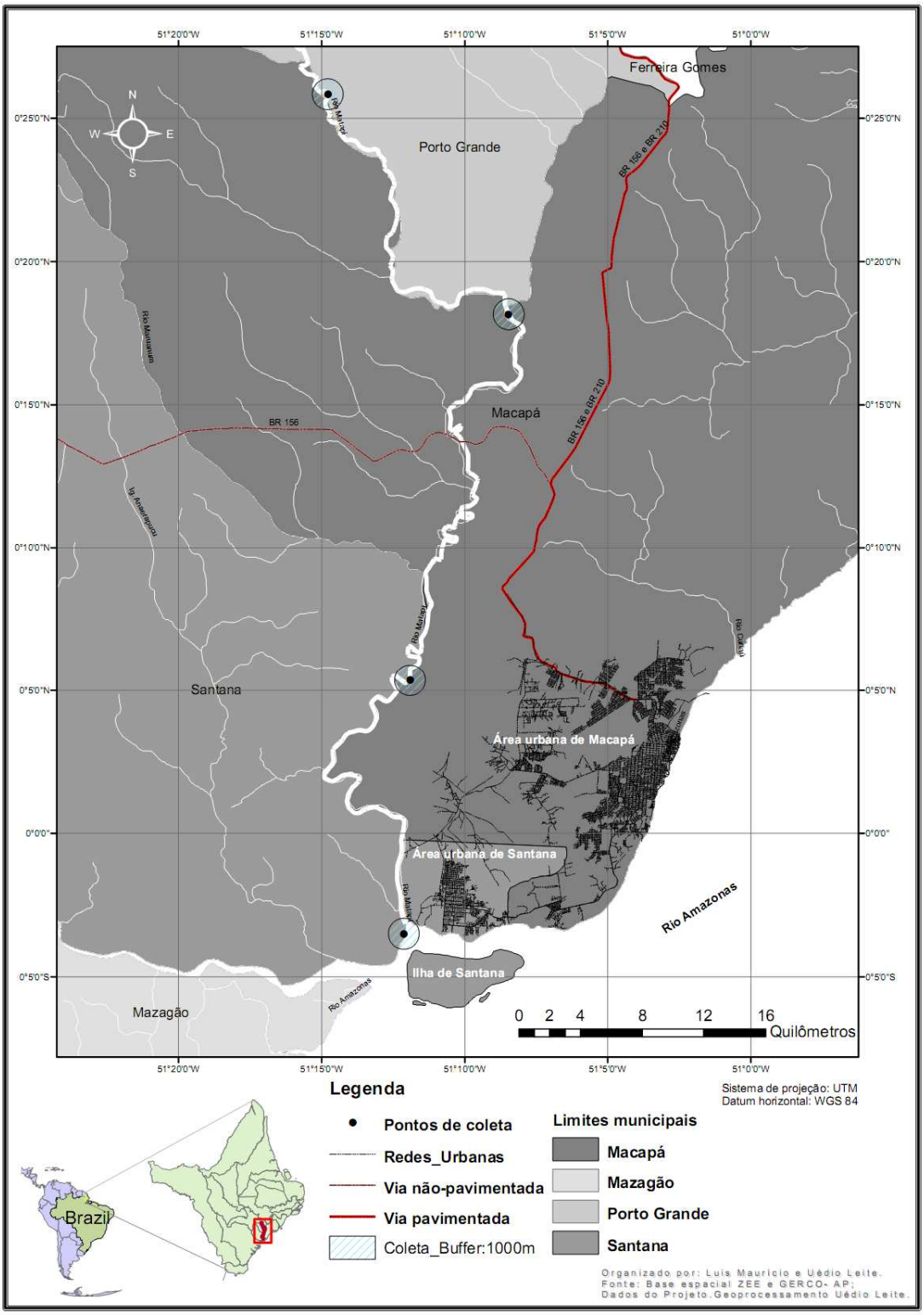


Figura 2. Área 1 do rio Matapi – Foz do rio Matapi.

A área 2 (A2), Santo Antônio do Matapi, dista aproximadamente 30 km do primeiro ponto, observa-se ainda a influência de maré, sua vegetação dominante é a floresta de várzea, com uma profundidade que varia de 3 a 6 metros e uma largura de 150 metros. Cerca de 300 domicílios existem ao redor dessa área. A navegação é menos intensa com barcos de pequeno porte, possui como atividades produtivas extrativismo animal e vegetal, agropecuária e piscicultura (Figura 3). O acesso é realizado apenas por via fluvial.

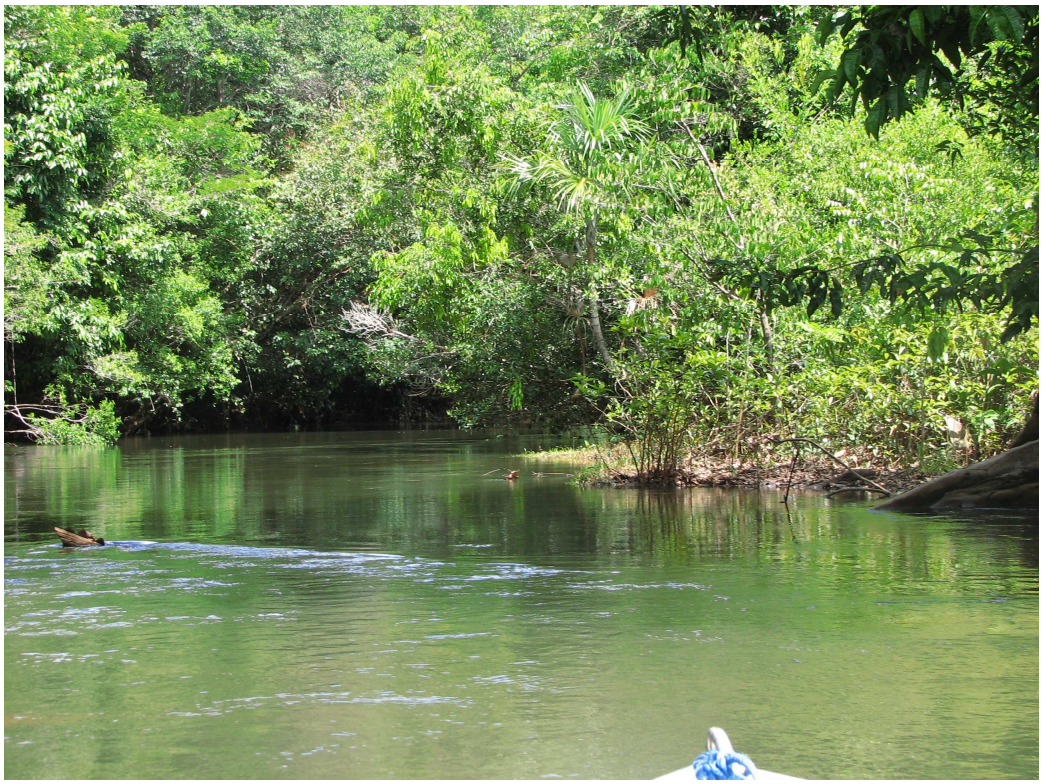
Figura 3. Área 2 do rio Matapi – Santo Antônio do Matapi.

A área 3 (A3), Comunidade do Ariri, dista aproximadamente da foz 65 km, possui pouca influência de maré, observada principalmente durante o período chuvoso, a largura do rio é menor que 50 metros e a profundidade varia de 2 a 4 metros. Mais de 160 domicílios existem ao redor dessa área. A vegetação dominante também é a floresta de várzea. A navegação é intensa de barcos de pequeno porte, pois é uma área destinada ao lazer de moradores de outros lugares do Estado, principalmente de Macapá - AP. Também possuem atividades produtivas como a agropecuária, extrativismo animal e vegetal (Figura 4). Essa área pode ser acessada por via terrestre através da BR 156 e por vicinais ao longo da rodovia, bem como por via fluvial.

Figura 4. Área 3 do rio Matapi – Ariri.

Área 4 (A4) dista aproximadamente 90 km da foz, a influência da maré é pouco perceptível, a largura do rio é menor que 20 m , a profundidade varia de 1 a 3 metros, a vegetação de floresta de várzea fazem parte das margens do rio, mas com acentuada alteração da vegetação em decorrência da plantação de eucalipto e pinus da Empresa Amapá Celulose S.A - AMCEL. Mais de 70 domicílios existem ao redor da área. A navegação é limitada devido a largura e também por ter troncos e galhos de árvores no canal do rio. Também desenvolvem a agropecuária, o extrativismo vegetal e o mineral de areia e seixo (Figura 5). Essa área pode ser acessada somente por via fluvial.

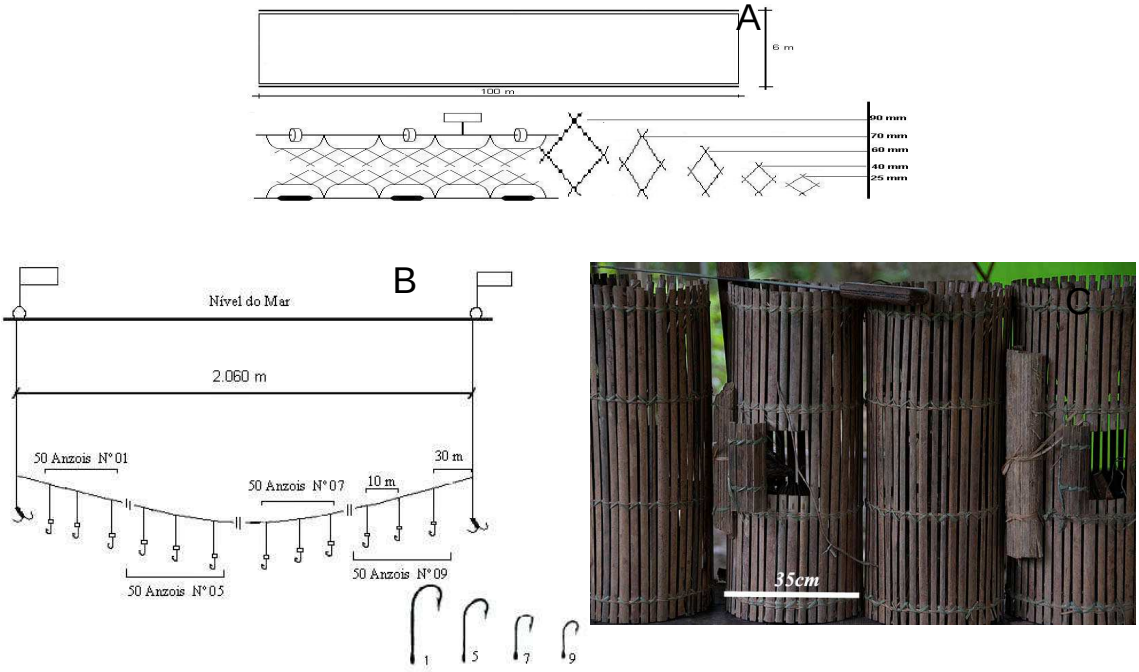
Figura 5. Área 4 do rio Matapi.



5.2. Coleta de dados

As coletas (março, maio, julho, setembro e novembro de 2012 e janeiro, março e agosto de 2013) ocorreram ao longo do rio Matapi num trecho de aproximadamente 90 km divididos em 4 áreas. Os apetrechos de coletas utilizados foram rede malhadeiras de várias malhas (20, 25, 30, 35, 40, 70, 90 mm entre nós) (Figura 6), matapi, tarrafa, linha de mão e espinhel (Figura 6), em um raio de 1000 metros ao redor de cada ponto. Considerando todos os meses de coleta e os quatro pontos, foi realizado um total de 31 amostragens, pois no mês de novembro de 2012 não houve coleta na área 4, por problemas na embarcação.

Figura 6. Alguns apetrechos de pesca utilizados na pescaria (A – Malhadeiras; B – Espinhel; C – Matapi).



As coletas foram conduzidas em dois períodos sazonais (estiagem e chuvoso), determinados pela análise o regime de pluviosidade de 2000 a 2012, de acordo com dados do Instituto Nacional de Meteorologia disponível em *www.inmet.gov.br*. O período de estiagem foi definido pelos meses julho, setembro e novembro de 2012 e agosto de 2013 e período chuvoso, os meses de março e maio de 2012, e janeiro e março de 2013.

As malhadeiras foram colocadas paralelamente a margem do rio em locais indicados por pescadores sempre ao amanhecer e retiradas ao entardecer, num intervalo de duas horas eram feitas despescas, perfazendo um total de 12 horas de pesca. Em alguns locais por problemas logísticos as redes eram retiradas antes. No geral em média as redes ficaram 8 horas dentro da água.

O espinhel de fundo foi iscado com pedaços de peixes e dispostos no canal principal do rio, seguindo o mesmo horário das malhadeiras, bem como as armadilhas denominadas matapi (10) iscadas com babaçu e pedaços de peixes.

Concomitante a colocação das redes, matapis e do espinhel, outro pescador lançava tarrafas próximo as outras artes de pesca, totalizando 20 lances durante o dia.

No barco mais quatro pessoas utilizavam linhas de mão com anzóis pequenos e utilizando camarão, charque, frango e peixes como isca, num intervalo de seis horas.

Os peixes coletados foram etiquetados, acondicionados em sacos plásticos e conservados em formol 10% e transportados para Laboratório do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA), Macapá - AP. No laboratório os peixes foram identificados ao nível mais específico possível utilizando chaves de identificação taxonômicas (GERY, 1977; ISBRUCKER, 1981; VARI, 1983, 1989a, b; SANTOS *et al*., 1984; MAGO-LECCIA, 1994; KULLANDER, 1995; GLASER & GLASER, 1996; GLASER *et al*., 1996a, b; PLANQUETTE *et al*., 1996a,b,c, REIS, 1997; BAENSCH & FISCHER, 1998; FERREIRA *et al*., 1998; REIS & SCHAEFER, 1998; CHERNOFF & MACHADO-ALLISON, 1999; KULLANDER, 2000; PY-DANIEL & OLIVEIRA, 2001; SILVANO *et al*., 2001; CHERNOFF *et al*., 2002; PEREIRA & REIS, 2002; WILDEKAMP *et al*., 2002; LÓPEZ-FERNÃNDEZ & WINEMILLER, 2003; FILHO *et al*., 2004; MALABARBA, 2004; MELO *et al*., 2005; MATTOX *et al*., 2006). Um espécime de cada espécie foi depositado na Coleção de Ictiologia do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA).

Em cada ponto de amostragem diferentes fatores abióticos foram medidos. Foi utilizado o analisador de água modelo W23-XD, marca HORIBA, o qual permite a determinação simultânea de 10 parâmetros, mas apenas três parâmetros da qualidade de água foram avaliados por problemas no funcionamento regular do aparelho: temperatura da água, condutividade elétrica e pH (Figura 7). Esse aparelho permaneceu na água durante o todo o período de coleta de peixes, sendo que a cada duas horas medições eram registradas pela memória do mesmo.

Para as determinações da transparência, foi usado um disco de Secchi. As análises de sólidos suspensos foram executadas pelo método gravimétrico e filtração em membrana. Todos os procedimentos usados foram realizados de acordo com o descrito no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 1992). Outras informações de origem secundária a respeito de outros parâmetros ambientais como a profundidade e a largura do rio foram utilizadas para relacionar com as espécies de peixes e tentar inferir sobre sua distribuição ao longo do rio.

Figura 7. Aparelho Horiba sendo colocado na água para coleta de dados.

5.3. Análise de dados

Atributos ecológicos

Foram atribuídos valores de constância para cada espécie, calculados a partir da fórmula: C = (p * 100)/P (DAJOZ, 1983) onde *C* é o valor de constância da espécie, *p* é o número de coletas que contém a espécie e *P* é o número total de coletas que no caso em estudo consistiram em 31 amostragens. As espécies foram consideradas constantes quando apresentaram C ≥ 50, acessórias quando 25 < C < 50 e acidentais quando C ≤ 25.

Foram calculados os índices de riqueza, diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade e H'máx por área e período. As variâncias dos índices de diversidade foram verificadas com o teste *t* de Student (MAGURRAN, 1988) para demonstrar diferenças entre as áreas e período.

As diferenças de riqueza, abundância e biomassa foram verificadas por meio de análises de variância bifatorial (ANOVA - bifatorial). Para a aplicação destes testes foi verificada a normalidade dos dados (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade das variâncias (Levene). Quando os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se a transformação matemática dos dados através da raiz quarta e/ou logaritmo em base 10. As diferenças das médias foram verificadas a posteriori pelo teste de Tukey. Quando os pressupostos paramétricos não foram atendidos, mesmo após a transformação, utilizaram-se testes

não paramétricos de Kruskal-Wallis, para a comparação entre áreas, e de Mann-Whitney para verificar as diferenças entre períodos com intervalo de confiança de 95% (SOKAL & ROHLF, 1995).

A curva de rarefação de espécies (KREBS, 1999; GOTELLI & COLWELL, 2001), expressa pelo número de amostragem foi gerada a fim de avaliar a adequação da metodologia de coleta dos peixes. Para avaliar a eficiência do inventário, foi utilizado o estimador da riqueza por extrapolação Chao 1. Todas as análises foram realizadas com o programa Past (HAMMER *et al*., 2003).

Influência das variáveis ambientais na distribuição das espécies

Uma análise de variância com dois fatores (*Two-way* ANOVA) foi usada para testar diferenças espaciais e temporais para as variáveis ambientais.

A matriz de espécies de peixes foi formada pela abundância por ponto e período, assim como para as variáveis ambientais. Foram identificadas 105 espécies, no entanto, apenas as espécies com frequência de pelo menos 0,5% e presentes em 5% nas amostragens (29 espécies) fizeram parte da análise, pois a maioria ocorreu apenas em uma amostragem, sendo consideradas como espécies raras. As matrizes foram submetidas à análise multivariada de ordenação para encontrar padrões na estrutura da ictiofauna relacionados aos fatores ambientais (McCUNE & GRACE, 2002). As seguintes análises foram conduzidas: uma análise de componente principal (PCA) foi realizada para verificar a homogeneidade dos dados ictiofaunísticos utilizando uma matriz com 29 espécies distribuídas em 4 pontos e dois períodos. Outra PCA normalizada também foi realizada para verificar a homogeneidade das variáveis ambientais utilizando uma matriz de 4 pontos e as 7 variáveis ambientais citadas anteriormente (pH, condutividade elétrica, temperatura da água, transparência, sólidos suspensos, profundidade e largura do rio). Todos os dados foram transformados para $\text{Log}_{(n+1)}$.

Para comparação entre os resultados das duas PCAs foi realizada uma análise de co-inércia entre elas. A co-inércia compara as estruturas reveladas nas análises de PCA, mostrando se a co-estrutura descrita pelos principais eixos é similar às estruturas descritas nas análises realizadas para cada matriz de dados (DOLÉDEC & CHESSEL, 1994). Todas as análises realizadas com o pacote ADE – 4 estão incluídas no pacote R 2.12.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010). A significância das análises multivariadas foi determinada pelo teste de permutação de Monte-Carlo, verificado o nível de 0.05 de probabilidade.

A ictiofauna como indicar do estado ecológico

Os estados ecológicos da ictiofauna de cada área foram verificado por meio de estimativas de curvas espécie abundância (*Whittaker-plots*), curva k-dominância, curvas ABC, modelos de organização de comunidade por distribuição de abundância: Série Geométrica, Log Série, Log Normal e *Broken Stick* (MAGURRAN, 2004) e de categorias de comprimento padrão.

A partir dessas análises, os estados ecológicos da ictiofauna foram identificados assumindo que (MAGURRAN, 2004):

1) Comunidades equilibradas/sem perturbação. A ictiofauna apresenta homogeneidade na distribuição das abundâncias das espécies (*Whittaker-plots*), ou seja, as espécies são bem distribuídas com relação a abundância; curva k-dominância é inferior; as curvas ABC, apresentam a curva de biomassa superior à de abundância; melhor ajuste aos modelos *Broken Stick* e LogNormal;

2) Comunidades moderadamente desequilibradas/perturbadas ocorre um grupo intermediário de espécies dominantes com alta abundância (*Wittaker-plots*); curva k-dominância intermediária, curvas ABC sobrepondo-se alternadamente; melhor ajuste ao modelo LogSérie e LogNormal e

3) Comunidades desequilibradas/muito perturbadas ocorre um grande grupo de espécies dominantes em abundância (*Wittaker-plots*), com um grupo intermediário de abundância média e um grupo pequeno com baixa abundância; curva k-dominância elevada; curvas ABC apresentando curva da abundância superior à de biomassa; melhor ajuste ao modelo Serie Geométrica.

As curvas espécie abundância (*Wittaker-plots*) foram construídas para cada área amostral para verificar a distribuição das espécies e indicar as dominantes e as raras (MAGURRAN, 2004), plotando graficamente as abundâncias de cada espécie ocorrentes da ictiofauna de cada área. As curvas ABC foram construídas com auxílio do programa estatístico PRIMER 6.0, para verificar os padrões de dominância da comunidade e a variação da estrutura em peso (biomassa) ou abundância (número de indivíduos) das espécies em cada área, obtendo-se a estatística W, que é positiva quando há dominância em peso e negativa, em caso de dominância em número de indivíduos, indicando perturbação através de mudanças no padrão de dominância das espécies (MAGURRAN, 2004).

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. 1992. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, Washington, DC, 18 ed

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R., 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. **Bioscience**, 44: 690 – 697.

ANJOS, H. D. B.; ZUANON, J.; BRAGA, T. M. P.; SOUSA, K. N. S. 2008. Fish, upper Purus River, state of Acre, Brazil. **Check List** 4 (2): 198 – 213.

ARAUJO, L. M. S. 2004. **Assembléia íctica em ambientes lacustres da RDS Piranha Manacapuru, Amazonas, Brasil**. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus

BAENSCH, H. A.; FISCHER, G. H. 1998. **Aquarien Atlas Photo Index**. Mergus Verlag GmbH, 1211 p.

BAILEY, R. C.; NORRIS, R. H.; REYNOLDSON, T. B. 2004. **Bioassessment of freshwater ecosystems-using the reference condition approach**. Kluwer Academic Publishers, Boston. 170p.

BAIN, M. B.; KNIGHT, J. G., 1996. Classifying stream habitat using fish community analyses. Institute National de la Recherché Scientifique. Proceedings of the second IAHR Symposium on Habitat Hydraulics. **Ecohydraulics 2000.** Ste-Foy, Quebec, Canadá.

BECKER, F. G., 2002. **Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com caraterísticas de habitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, RS, Brasil)** (Tese de Doutorado) UFSCar, 190p.

BOHLKE, J. E.; WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. **Acta Amazonica** 8 (4): 657-677.

BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

CAMARGO, C.; GIARRIZZO, T.; CARVALHO JUNIOR, J. 2005. Levantamento ecológico rápido da fauna ictía de tributários do médio-Baixo Tapajós e Curuá,

Brasil. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi**. Série Ciências Naturais, 1:213-231.

CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T.; ISAAC, V. 2004. Review of the geographic distribution of fish fauna of the Xingu River Basin, Brazil. **Ecotropica**, 10: 123–147.

CARVALHO, L. N.; ZUANON, J.; SAZIMA; I.. 2007. Natural history of Amazon fishes; p. 1-24. In K. Del Claro, P. S. Oliveira, V. Rico-Gray, A. Ramirez, A. A. A. Barbosa, A. Bonet, F. R. Scarano, F. L. Consoli, F. J. M. Garzon, J. N. Nakajima, J. A. Costello, and M. Vinicius. (ed.). **Encyclopedia of Life Support System**. Oxford: Eolss Publishers & UNESCO.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C., 1998. A fish community of the São Francisco river headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Explorations Freshwaters,** 9(3): 229 - 242.

CHERNOFF, B. F.; PROVENZANO, P. W.; WILLINK, P. 2002. *Bryconops imitator*, a new species from the Rio Caura basin of Venezuela (Teleostei: Characiformes). **Ichthyology Explorer Freshwaters**. v. 13, n. 3, p. 193-202.

CHERNOFF, B. F; MACHADO-ALLISON, A. 1999. *Bryconops colaroja* and *Bryconops colanegra*, two new species from the Cuyuní and Caroní drainages of South America (Teleostei: Characiformes). **Ichthyology Explorer Freshwaters**. v. 10 (4), p. 355-370.

CORRÊA, J. M. 2007. **Estrutura de Comunidades de Peixes de Igarapés de Três Pequenas Bacias de Drenagem Sob Uso de Agricultura Familiar no Nordeste Paraense, Pará, Brasil**. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém.

DAJOZ, R., 1983. **Ecologia Geral.** 4 edição. Editora Vozes Ltda. Rio de Janeiro. 472p.

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D. 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. **Freshwater Biology,** 31: 277–294.

ESPÍTO-SANTO, H. M. V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P.;LANDEIRO, V. L. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amaozian Forest streams: evidence for predictable changes. **Freshwater Biology** 54, 536–548.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium** (8), Bethesda, Maryland, USA, 123-144.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. dos. 1998. **Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará**. Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca 18. Edições IBAMA.

FILHO, E. Z.; MEURER, S.; SHIBATTA, O. A.; NUÑER, A. P. O. 2004. **Catálogo Ilustrado de Peixes do Alto Rio Uruguai.** Editora da Universidade Federal de Santa Catarina. 128p.

FUENTES, V.; RUMIZ, D. I. 2008. Preliminary study of fish fauna and aquatic habitats in the Lower Paraguá River, Santa Cruz, Bolivia. **Biota Neotropica**, 8 (1). Available from: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn01808012008>.

GAMA, C. S.; HALBOTH, D. A. 2003. Ictiofauna das Ressacas das Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú. In: TAKIYAMA, L. R.; SILVA, A. Q. (orgs.). **Diagnóstico das Ressacas do Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e Rio Curiaú. Macapá**: CPAQ/IEPA/DGEO/SEMA, p. 23-52.

GERY, J. 1977. **Characoids of the world**. TFH Publications. Neptune City, 672 p.

GLASER, U.; GLASER, W. 1996. **Southamerican Cichlids II**. Verlag: A.C.S. GmbH, Germany, 110 p.

GLASER, U.; SCHÄFER, F.; GLASER, W. 1996a. **Southamerican Cichlids III**. Verlag: A.C.S. GmbH, Germany,144 p.

GLASER, U.; SCHÄFER, F.; GLASER, W. 1996b. **All Corydoras**. Verlag: A.C.S. GmbH, Germany, 142 p.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, 4(4): 379 – 391.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, 135: 147–186.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2003. PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaentologia Electronica** 4(1): 9p.

ISBRÜCKER, I. J. H. 1981. Revision of Loricaria Linnaeus, 1758 (Pisces, Siluriformes, Loricariidae). **Beaufortia**, 31(3): 51-96.

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

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in River Floodplains Systems. **Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Science** 106: 110-127.

KREBS, C. J. 1999. **Ecological Methodology**. Second Edition. Addison Wesley Longman. 620p.

KULLANDER, S. O. 1995. Three new cichlid species from southern Amazonia: *Aequidens gerciliae*, *A. epae* and *A. michaeli*. **Ichthyological Explorations Freshwaters**, 6(2): 149-170.

KULLANDER, S. O. 2000. **Guide to the South American Cichlidae**. http://www.nrm.se/ve/pisces/acara/cichalfa.shtml. 16/05/2012.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade** 1(1):36-42.

LÈVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J; TEDESCO, P. A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia** 595: 545–567.

LÓPEZ-FERNÃNDEZ, H.; WINEMILLER, K. O. 2003. Morphological variation in: *Acestrorhynchus microlepis* and *A. falcatus* (Characiformes: Acestrorhynchidae), reassessment of *A. apurensis* and distribution of *Acestrorhynchus* in Venezuela. **Ichthyology Explorer Freshwaters**. v. 14, n. 3, p. 193-208.

LOWE-McCONNELL, R. H., 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.** São Paulo: EDUSP. 534p.

MAGO-LECCIA F. 1994. **Electric fishes of the continental waters of America**. Caracas, Fundacion para el Desarrollo de las Ciências Físicas, Matemáticas y Naturales, 29, 223 p.

MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton, NJ: Princeton University Press.

MAGURRAN, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p.

MALABARBA, M. C. S. L. 2004. Revision of the Neotropical genus *Triportheus* Cope, 1872 (Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 2(4): 167-204

MARTIN-SMITH, K. M. 1998. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. **Journal of Fish Biology**, vol. 52, n. 3, p. 458-482

MATTHEWS, W. J., 1998. **Patterns in freshwater fish ecology.** Chapman & Hall & International Thompson Publishing. 756p.

MATTOX, G. M. T.; TOLEDO-PIZA, M.; OYAKAWA, O. T. 2006. Taxonomic Study of *Hoplias aimara* (Valenciennes, 1846) and *Hoplias macrophthalmus* (Pellegrin, 1907) (Ostariophysi, Characiformes, Erythrinidae). **Copeia**, (3). 526 – 528.

McCUNE, B.; GRACE, J. B., 2002. **Analysis of ecological communities.** Oregon: mjm. 300p.

MELO, C. E., 2000. **Ecologia Comparada da Ictiofauna em Córregos de Cerrado do Brasil Central: Bases para a Conservação das Espécies.** Tese de Doutorado. UFSCar, 84p.

MELO, C. E.; LIMA, J. D.; MELO, T. L.; SILVA, V. P. 2005. **Peixes do Rio das Mortes. Identificação e ecologia das espécies mais comuns.** Editora Unemat. Cuiabá – MT. 147p.

MENEZES, N. A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity; p. 289-295. In BICUDO, C. D.; MENEZES, N. A. (ed.). **Biodiversity in Brazil: A first approach**. São Paulo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

MÉRIGOUX, S.; PONTON, D.; MÉRONA, B.1998. Fish richness and species habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. **Environmental Biology of Fishes,** 51: 25–39.

MINSHALL, G. W., 1988. Stream Ecosystem Theory: A Global Perspective. **Journal of the North American Benthological Society,** 7(4): 263 - 288.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K., 1994. Fish diversity and community structure in two tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. **Hydrobilogia,** 294: 243 – 251.

PEREIRA, E. H.; REIS, R. E. 2002. Revision of the loricariid genera *Hemipsilichthys* and *Isbrueckerichthys* (Teleostei: Siluriformes), with descriptions of five new species of *Hemipsilichthys*. **Ichthyology Explorer Freshwaters**. v. 13, n. 2, p. 97-146.

PETESSE, M. L.; PETRERE-Jr, M.; SPIGOLON, R. J. 2007. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Brazilian Journal of Biology**, 67(3): 433-445.

PETTS, G. E. 1989. Perspectives for ecological management of regulated rivers: 3–24. IN: GORE, J. A.; PETTS, G. E. **Alternatives in regulated river management**. CRC Press, Boca Raton, Florida.

PLANQUETTE, P.; KEITH, P.; Le BAIL, P. Y. 1996a. **Atlas des poissons d'eau douce de Guyane** (tome 1). Collection du Patrimoine Naturel, vol. 22. IEGB-M.N.H.N., INRA, CSP, Min. Env., Paris.

PLANQUETTE, P.; KEITH, P.; Le BAIL, P. Y. 1996b. **Atlas des poissons d'eau douce de Guyane** (tome 2 fascicule I). Collection du Patrimoine Naturel, vol. 22. IEGB-M.N.H.N., INRA, CSP, Min. Env., Paris.

PLANQUETTE, P.; KEITH, P. ; Le BAIL, P. Y. 1996c. **Atlas des poissons d'eau douce de Guyane** (tome 3). Collection du Patrimoine Naturel, vol. 22. IEGB-M.N.H.N., INRA, CSP, Min. Env., Paris.

POFF, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream. **Ecology,** vol. 16, p. 391-409. http://dx.doi.org/10.2307/1468026

POUGH, F. H.; HESER, J. B.; McFARLAND, W. N. 1999. **A vida dos vertebrados.** 2º ed. São Paulo: Atheneu. 798p.

PY-DANIEL, L. H. R.; OLIVEIRA, E. C. 2001. Seven new species of *Harttia* from the Amazonian-Guyana region (Siluriformes: Loricariidae). **Ichthyology Explorer Freshwaters**. v. 12, n. 1, p. 79-96.

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org/.

REIS, R. E. 1997. Revision of the neotropical catfish genus *Hoplosternum* (Ostariophysi: Siluriformes: Callichthyidae), with the description of two new genera and three new species. **Ichthyology Explorer Freshwater**. v. 7, n. 4, p. 299-326.

REIS, R. E.; KULLANDER, O.; FERRARIS-JR, C. J., 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 742p.

REIS, R. E. e SCHAEFER, S. A. 1998. New cascudinhos from southern Brazil: systematics, endemism, and relationships (Siluriformes, Loricariidae, Hypoptopomatinae). **American Museum Novitates**. v. 32, n. 54, p. 1-25.

RINCÓN, P. A., 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. p. 23 – 90. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. e PERESNETO, P. R. (Ed.) **Ecologia de peixes de riacho.** Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro. 260p.

ROBERTS, T. R. 1972. Ecology of fishes in the Amazon and Congo basins. **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology** 143(2): 117-147.

RODRIGUEZ, M. A.; LEWIS, W. M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological Monographs**, 67(1), 1997, pp. 109–128.

RUFFINO, M.L. 2008. Sistema integrado de estatística pesqueira para a Amazônia. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 3(3): 193-204.

SANTOS, M. R. dos, 1998. **A variabilidade ambiental e as comunidades de peixes do Rio Ribeira de Iguape (SP).** Dissertação de Mestrado. UNESP, 109p.

SANTOS, G. M,; JEGU, M.; MERONA, M. B. 1984. **Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins**. Projeto Tucurui. Manaus, Eletronorte/CNPq/INPA, 83 p.

SANTOS, V. F. dos.; FIGUEIRA, Z. R. 2004. **Diagnóstico sócio-ambiental participativo do setor costeiro estuarino do Estado do Amapá**. Macapá. MMA/GEA/IEPA. Relatório Técnico.

SCHAEFER, S. A. 1998. Conict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S & LUCENA, C. A. S. (Eds). **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Porto Alegre, Edipucrs.

SILVANO, R.; OYAKAWA, O.; AMARAL, B.; BEGOSSI, A. 2004. **Peixes do Alto Rio Juruá (Amazonas – Brasil)**. Editora da Universidade de São Paulo. 300p.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. 1995. **Biometry**. New York, W. H. Freeman. 859p.

SOUZA, E. B.; CUNHA, A. C. 2010. Climatologia de precipitação no estado do Amapá e mecanismos climáticos de grande escala. In: CUNHA, A.C.; SOUZA, E. B.; CUNHA, H. F. A. **Tempo, clima e recursos hídricos: resultados do Projeto REMETAP no estado do Amapá** – Macapá – IEPA, p. 177-195.

TAKIYAMA, L. R.; CUNHA, A. C.; SILVA, M. S.; MARTINS, M. H. A.;RODRIGUES, L. J. C.; AVELAR, S. B.; DIAS, R. 2007. **Subsídios à Gestão de Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Matapi**. Macapá: IEPA/GERCO. Relatório Técnico.

TAYLOR, C. M.; WARREN JUNIOR, M. L. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. Ecology, vol. 82, n. 8, p. 2320-2330. http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658 (2001) 082 [2320:DISCOS] 2.0.CO;2

TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTINI, R.; RODRIGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes** 51: 399-410

TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDOFF, T., 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology Technology,** 48(1): 91–108.

THOMPSON, A. R.; PETTY, J. T.; GROSSMAN, G. D. 2001. Multi-scale effects of resource patchiness on foraging behaviour and habitat use by longnose dace, *Rhinichthys cataractae*. **Freshwater Biology**, 46: 145–160.

THUILLER, W. 2003. BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. **Global Change Biology**, 9: 1353–1362.

TONDATO, K. K.; SÚAREZ, Y. R. 2010. Temporal changes in fish species composition of headwater streamsof the upper Paraguay and Paraná basins, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, vol. 32, n. 3, p. 279-284.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. p. 01 – 22. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. e PERES-NETO, P. R. (Ed.) **Ecologia de peixes de riacho.** Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro. 260p.

VARI, R. P. 1983. Phylogenetic relationship of the families Curimatidae, prochilodontidae, Anostomidae and Chilodontidae (Pisces, Characiformes). **Smithsonian Contributions to Zoology**., 378: 60p.

VARI, R. P. 1989a. A phylogenetic Study of the Neotropical Characiform Family Curimatidae (Pisces: Ostariophysi). **Smithsonian Contributions to Zoology**, 471: 1 - 71 .

VARI, R.P. 1989b. Systematic of the Neotropical Characiform Genus Curimata Bosc (Pisces: Characiformes). **Smithsonian Contributions to Zoology**, 474: 1 - 63.

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R., 1998. Neotropical Ichthyology: an Overview. p. 1 – 11. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA. Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 603p.

WILDEKAMP, R. H.; WATTERS, B. R.; SAINTHOUSE, I. F. N. 2002. Two new species of the genus *Nothobranchius* (Cyprinodontiformes: Aplocheilidae) from the Kilombero River basin, Tanzania. **Ichthyology Explorer Freshwaters**, v. 13, n. 1, p. 1-10.

WOOTTON, R. J. 1990. **Ecology of Teleost Fishes**. London, Chapman & Hall. 404 p.

CAPÍTULO 1.

COMUNIDADE DE PEIXES EM UM AFLUENTE DO RIO AMAZONAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, NORTE DO BRASIL.

Artigo submetido a Iheringia serie zoologia

Luis Mauricio Abdon da Silva[1,2], Wagner José Pinheiro Costa[2] & Marcos Tavares-Dias[3]

[1]Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá. Pesquisador, Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Núcleo de Pesquisas Aquáticas. luis.abdon13@gmail.com

[2] Pesquisador, Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Núcleo de Pesquisas Aquáticas. costa.wjp@uol.com.br

[3]Pesquisador, Embrapa Amapá, Laboratório de Aquicultura e Pesca. marcos. tavares@embrapa.br

RESUMO

Este estudo investigou estrutura da comunidade de peixes ao longo do Rio Matapi, um afluente do Rio Amazonas que nasce na região central do Estado do Amapá, Amazônia oriental (Brasil). Foram coletados 105 espécies de peixes, sendo 70,2% Characiformes, 17,2% Perciformes, 8,8% Siluriformes, 1,7% Clupeiformes, 1,6% Tetraodontiformes, 0,2% Gymnotiformes e 0,05% Beloniformes, todos pertencentes a 27 famílias. Serassalmidae (25,1%), Characidae (22,3%) e Cichlidae (11,9%) foram famílias com maior número de espécimes coletados e Cichlidae e Loricariidae as famílias com maior diversidade de espécies. Nove espécies representam 70% do total de indivíduos capturados, uma que vez tem ampla distribuição nessa bacia e entre essas *Metynnis lippincottianus* (Serassalmidae) foi a mais abundante em todas as áreas amostradas, seguida por *Curimata incompta* (Curimatidae), *Astyanax bimaculatus* (Characidae), *Geophagus camopiensis* (Cichlidae), *Triportheus albus* (Characidae), *Pimelodus ornatus* (Pimelodidae) e *Leporinus friderici* (Anostomidae). Porém, o número de indivíduos capturados foi maior no período de estiagem quando comparado ao período chuvoso, correspondendo a 63% do total capturado. A riqueza média de espécies foi 120 ± 8, mas a maior riqueza ocorreu na região da foz, área de confluência com Rio Amazonas. Seis espécies foram constantes, seis acessórias e o restante acidental. O índice de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade e H'máx mostraram diferenças entre os períodos sazonais, bem como entre as áreas de estudo ao longo do Rio Matapi, pois na foz houve maior diversidade de espécies. Este primeiro estudo da ictiofauna do Rio Matapi fornece informações que podem auxiliar as políticas públicas para o ordenamento e manejo pesqueiro desse ecossistema amazônico.

Palavras-chave: Ictiofauna, Riqueza, Diversidade, Abundância, Rio Matapi.

1. INTRODUÇÃO

Os peixes de água doce neotropicais constituem aproximadamente 24% de todos os peixes do planeta, e somam de 20 a 25% de toda a biodiversidade dos vertebrados e ocorrendo em menos de 0,003% da água do planeta (VARI & MALABARBA, 1998; LOWE-McCONNELL,1999; REIS *et al.*, 2003). Entretanto, estima-se que de 30 a 40% dessa ictiofauna é ainda desconhecida (UIEDA & CASTRO, 1999). Porém, a maioria dos peixes de água doce do planeta, mais de 4000 espécies, encontra-se na América do Sul (SCHAEFER, 1998; REIS *et al*. 2003).

Na bacia amazônica, estudos têm sido conduzidos em diversos locais (ARAÚJO, 2004; CAMARGO *et al*., 2004; GAMA & HALBOTH, 2004; CAMARGO *et al*., 2005; CÔRREA, 2007; ANJOS *et al*., 2008; ESPÍRITO-SANTO *et al*., 2009). Estima-se que a região abriga a maior diversidade de peixes de água doce do planeta, com cerca de 2.400 espécies válidas (LÈVÊQUE *et al.*, 2008), mas esse número pode ultrapassar 3.000 espécies (CARVALHO *et al.*, 2007). A maior parte dessa ictiofauna é constituida por espécies de Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes (ROBERTS, 1972; REIS *et al*., 2003; FUENTES & RUMIZ, 2008).

Novos estudos com foco em alguns ambientes aquáticos, tais como pequenos rios e riachos pouco conhecidos e áreas de difícil acesso podem aumentar consideravelmente a riqueza de espécies amazônicas (BOHLKE *et al.*, 1978; MENEZES, 1996), incluindo o Brasil. Consequentemente, os recursos pesqueiros têm sido tradicionalmente subestimados em sua importância pelos órgãos governamentais (RUFFINO, 2008), que necessitam então de informações que contribuam para o ordenamento e manejo pesqueiro nas diversas regiões do Brasil.

O Brasil possui cerca de 2500 espécies de peixes de água doce (BACKUP *et. al.*, 2007), representando aproximadamente 37% dos vertebrados conhecidos no país (LEWINSOHN & PRADO, 2005). Estima-se que 85% desses peixes são primariamente espécies de água doce e o restante, espécies marinhas que invadiram secundariamente a água doce (UIEDA & CASTRO, 1999). Algumas espécies de peixes realizam migrações sazonais, podendo ser de local para local, de águas profundas para a superfície, para desovar ou para se alimentar (POUGH *et al.*, 1999).

Na Amazônia, situada inteiramente na região tropical da América do Sul, as variáveis climatológicas mais importantes são a atividade convectiva (formação das nuvens) e a precipitação pluviométrica. O regime de precipitação exibe variações anuais bem definidas, caracterizando um período chuvoso e de estiagem (SOUZA & CUNHA, 2010), essas variações alteram as características físicas e químicas da água, como pH, condutividade, oxigênio dissolvido, fluxo e temperatura, o que é determinante na estruturação da ictiofauna (TEJERINA-GARRO *et al.*, 1998). Além disso, elas expandem e contraem sazonalmente os ambientes, regulando as comunidades aquáticas (JUNK *et al.,* 1989) e tornando estes ambientes muito dinâmicos e diversos em espécies.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A bacia rio Matapi, afluente da margem esquerda do Rio Amazonas, nasce na região central do Estado do Amapá, sentido Noroeste-Sudeste, desaguando no estuário amazônico, próximo ao município de Santana, mas estabelece divisas naturais entre três municípios (Macapá, Santana e Porto Grande) (Figura 1). Ao longo dessa bacia há cerca de 20 pequenas comunidades que vivem principalmente da pesca artesanal e agropecuária familiar (TAKIYAMA *et al.*, 2007). É inundada diariamente pelas marés do Rio Amazonas e sua geomorfologia é caracterizada como Planície Costeira do Sul do Amapá (SANTOS & FIGUEIRA, 2004; TAKIYAMA *et al.*, 2007).

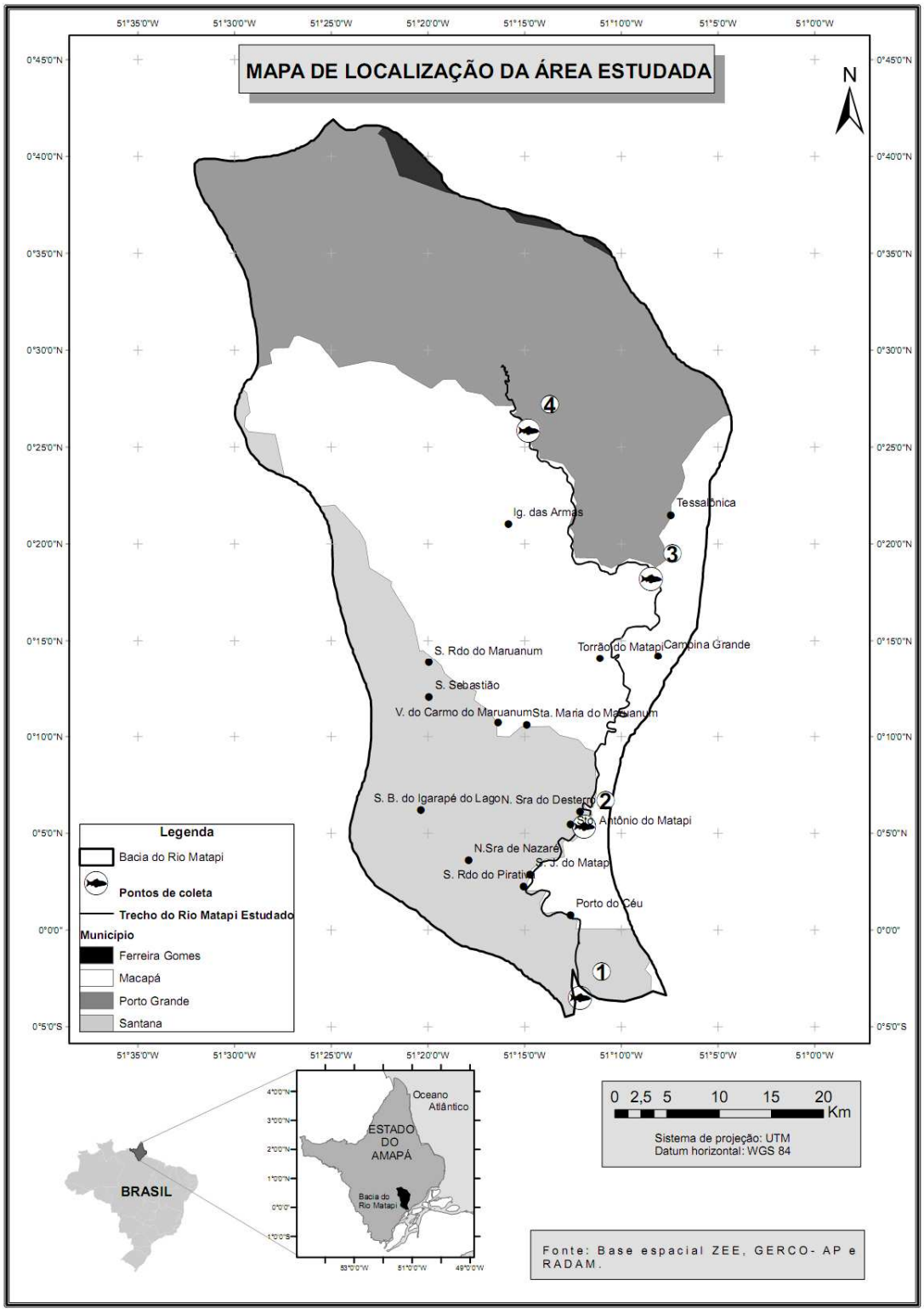
Quatro áreas de coletas foram adotadas ao longo do rio Matapi para esse estudo (Figura 1), e suas características físicas determinadas (profundidade, largura do rio e tipo de vegetação predominante) seguindo metodologia recomendada por Takiyama *et al*. (2007). A área 1 (A1) localiza-se na foz do rio Matapi, na confluência com rio Amazonas, apresenta bancos arenosos e recebe descarga de sedimentos trazida pelo rio Amazonas. Essa área sofre continuo processo de modificação de paisagem com a dinâmica das marés diárias do rio Amazonas, associada aos processos de erosão e acreção de sedimentos e a vegetação predominante é constituída por macrófitas aquáticas. Possui uma profundidade variando de 4 a 10 m e largura, de uma margem a outra do rio, de aproximadamente 500 m de comprimento.

A área 2 (A2) dista aproximadamente 30 km da foz, observa-se ainda a influência de maré, sua vegetação dominante é a floresta de várzea, com uma profundidade que varia de 3 a 6 metros e uma largura de 150 metros. A área 3 (A3) dista aproximadamente da foz 65 km, possui pouca influência de maré, observada principalmente durante o período chuvoso, a largura do rio é menor que 50 metros e a profundidade varia de 2 a 4 metros. A vegetação dominante também é a floresta de várzea. Área 4 (A4) dista aproximadamente 90 km da foz, a influência da maré é pouco perceptível, a largura do rio é menor que 20 m , a profundidade varia de 1 a 3 metros, a vegetação de floresta de várzea fazem parte das margens do rio.

2.2. Procedimentos de coleta dos peixes

As coletas (março, maio, julho, setembro e novembro de 2012 e janeiro, março e agosto de 2013) ocorreram ao longo do rio Matapi num trecho de aproximadamente 90 km divididos em 4 áreas . Os apetrechos de coletas utilizados foram rede malhadeiras de várias malhas (20, 25, 30, 35, 40, 70 mm entre nós), matapi, tarrafa, linha de mão e espinhel, em um raio de 1000 metros ao redor de cada ponto. Considerando todos os meses de coleta e os quatro pontos, foi realizado um total de 31 amostragens, pois no mês de novembro de 2012 não houve coleta na área 4.

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e áreas de coleta dos peixes no Rio Matapi, Norte do Brasil.



As coletas foram conduzidas em dois períodos sazonais (estiagem e chuvoso), determinados pela análise o regime de pluviosidade de 2000 a 2012, de acordo com

dados do Instituto Nacional de Meteorologia disponível em *www.inmet.gov.br*. O período de estiagem foi definido pelos meses julho, setembro e novembro de 2012 e agosto de 2013 e período chuvoso, os meses de março e maio de 2012, e janeiro e março de 2013.

As malhadeiras foram colocadas paralelamente a margem do rio em locais indicados por pescadores sempre ao amanhecer e retiradas ao entardecer, num intervalo de duas horas eram feitas despescas, perfazendo um total de 12 horas de pesca. Em alguns locais por problemas logísticos as redes eram retiradas antes. No geral em média as redes ficaram 8 horas dentro da água.

O espinhel de fundo foi iscado com pedaços de peixes e dispostos no canal principal do rio, seguindo o mesmo horário das malhadeiras, bem como as armadilhas denominadas matapi (10) iscadas com babaçu e pedaços de peixes.

Concomitante a colocação das redes, matapis e do espinhel, outro pescador lançava tarrafas próximo as outras artes de pesca, totalizando 20 lances durante o dia. No barco mais quatro pessoas utilizavam linhas de mão com anzóis pequenos e utilizando camarão, charque, frango e peixes como isca, num intervalo de seis horas.

Os peixes coletados foram etiquetados, acondicionados em sacos plásticos e conservados em formol 10% e transportados para Laboratório do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Macapá. No laboratório os peixes foram identificados ao nível mais específico possível utilizando chaves de identificação taxonômicas, medidos (comprimento padrão em cm) e pesados (g). Um espécime de cada espécie foi depositado na Coleção de Ictiologia do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Amapá.

2.3. Análises de dados

Foram atribuídos valores de constância para cada espécie, calculados a partir da fórmula: C = (p * 100)/P (DAJOZ, 1983) onde *C* é o valor de constância da espécie, *p* é o número de coletas que contém a espécie e *P* é o número total de coletas que no caso em estudo consistiram em 31 amostragens. As espécies foram consideradas constantes quando apresentaram $C \geq 50$, acessórias quando $25 < C < 50$ e acidentais quando $C \leq 25$.

Foram calculados os índices de riqueza, diversidade de Shannon-Wiener (H’), equitabilidade e H’máx por área e período. As variâncias dos índices de diversidade

foram verificadas com o teste *t* de Student (MAGURRAN, 1988) para demonstrar diferenças entre as áreas e período.

As diferenças de riqueza, abundância e biomassa foram verificadas por meio de análises de variância bifatorial (ANOVA - bifatorial). Para a aplicação destes testes foi verificada a normalidade dos dados (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade das variâncias (Levene). Quando os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se a transformação matemática dos dados através da raiz quarta e/ou logaritmo em base 10. As diferenças das médias foram verificadas a posteriori pelo teste de Tukey. Quando os pressupostos paramétricos não foram atendidos, mesmo após a transformação, utilizaram-se testes não paramétricos de Kruskal-Wallis, para a comparação entre áreas, e de Mann-Whitney para verificar as diferenças entre períodos com intervalo de confiança de 95% (SOKAL & ROHLF, 1995).

A curva de rarefação de espécies (KREBS, 1999; GOTELLI & COLWELL, 2001), expressa pelo número de amostragem foi gerada a fim de avaliar a adequação da metodologia de coleta dos peixes. Para avaliar a eficiência do inventário, foi utilizado o estimador da riqueza por extrapolação Chao 1. Todas as análises foram realizadas com o programa Past (HAMMER *et al*., 2003).

3. RESULTADOS

No rio Matapi foram coletados 105 espécies distribuídas em sete ordens; Characiformes (70,2%), Perciformes (17,2%), Siluriformes (8,8%), Clupeiformes (1,7%), Tetraodontiformes (1,6%), Gymnotiformes (0,2%) e Beloniformes (0,05%) dividido em 27 famílias. Mas, houve predominância de três famílias, pois Serassalmidae correspondem a 25,1% dos peixes coletados, Characidae 22,3% e Cichlidae 11,9% (Tabela 1). A região da foz (A1) apresentou a maior riqueza de espécies (59 espécies), seguido pela área 3 (54), área 2 (44) e área 4 (31). A família com maior número de espécie foi Cichlidae (21 espécies), seguida por Loricariidae com 13 espécies.

Tabela 1. Relação taxonômica, número total de indivíduos por ponto de coleta, constância, comprimento e arte de pesca das espécies capturadas no rio Matapi, norte do Brasil. C – Constância (A: Acidental; AC: Acessória; C: Constante). Com. Mín – Comprimento mínimo, Comp. Méd – Comprimento médio, Com. Max – Comprimento máximo. Arte de pesca (A – Anzol, M – Matapi, R – Rede, T – Tarrafa.

Táxons	A1	A2	A3	A4	Total	C	Nome Vulgar	Com. Mín	Com. Méd	Com. Máx	Arte de pesca
BELONIFORMES											
Belonidae											
Strongylura timocu (Walbaum, 1972)	1				1	A	Agulha	12,8	12,80	12,8	T
CHARACIFORMES											
Acestrorhynchidae											
Acestrorhynchus falcatus (Bloch, 1794)		2		4	6	A	Cachorro	15,5	17,17	20	R
Acestrorhynchus falcirostris (Cuvier, 1819)		1	5	1	7	A	Cachorro	18,5	20,09	22,4	R, T
A**nostomidae**											
Leporinus fasciatus (Bloch, 1794)	1		4	1	6	A	Piau/Aracu	9,5	21,83	28,3	A, R, T
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	5	27	30	10	72	C	Piau/Aracu	6,7	11,30	20,7	A, M, R, T
Schizodon fasciatum (Spix & Agassiz, 1829)	2	3	1		6	A	Piau/Aracu	12,5	16,65	20	R, T
Characidae											
Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)	23	122	59	4	208	C	Matupiri	4,5	7,29	10,9	A, M, R, T
Bryconamericus stramineus (Eigenmann, 1908)			1	6	7	A	Matupiri	8,6	9,84	11,3	A, R, T
Bryconops melanurus (Bloch, 1794)			4	11	15	A	Matupiri	9	11,39	13,8	A, R, T
Hemibrycon sp.(Günther, 1864)		1	1		2	A	Matupiri	4,3	5,95	7,6	M, T
Moenkhausia lepidura (Kner, 1858)			9	64	73	A	Matupiri	4	7,37	10	A, M, R, T
Tetragonopterus chalceus (Spix & Agassiz, 1829)		56	20	8	84	C	Matupiri	4,8	7,30	12	A, R, T
Triportheus albus (Cope, 1872)	12	1	1	1	15	A	Sardinha	8,5	11,34	16,6	A, R
Triportheus angulatus (Spix & Agassiz, 1829)	8	1	2		11	A	Sardinha	7	12,10	18	R, T
Triportheus elongatus (Günther, 1864)		1		1	2	A	Sardinha	20	20,50	21	A, R

Triportheus rotundatus (Jardine, 1841)	3	1	1		5	A	Sardinha	11	12,26	13,79	R, T
Ctenolucidae											
Boulengerella maculata (Jardine, 1841)				1	1	A	Bicuda	21,5	21,50	21,5	R
Curimatidae											
Curimata acutirostris (Vari & Reis, 1995)			1		1	A	Branquinha	13,3	13,30	13,3	R
Curimata cyprinoides (Linnaeus, 1766)		3	7	2	12	A	Branquinha	8,5	11,98	15,5	A, R, T
Curimata incompta (Vari, 1984)	48	78	97	2	225	C	Branquinha	6	10,99	16,7	R, T
Curimatella alburna (Muller & Troschel, 1844)			1		1	A	Branquinha	15,5	15,50	15,5	R
Cynodontidae											
Rhaphiodon vulpinus (Spix & Agassiz, 1829)	2				2	A		10,9	13,60	16,3	R, T
Erythrinidae											
Hoplerythrinus unitaeniatus (Spix & Agassiz, 1829)				2	2	A	Jeju	17	18,50	20	R
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)			1	2	3	A	Traíra	12,6	17,03	22,5	A, R
Hemiodontidae											
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)		2	84	2	88	AC	Charuto	8,6	12,99	19,4	A, R, T
Serrasalmidae											
Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)	5	142	268	10	425	C	Mafurá	4,6	6,03	10,2	A, R, T
Myleus rhomboidalis (Cuvier, 1818)				1	1	A	Pacu	14	14,00	14	R
Myleus rubripinnis (Muller & Troschel, 1844)	4		2		6	A	Pacu	5,7	9,58	11,5	A, R, T
Mylossoma duriventre (Cuvier, 1818)	1				1	A	Pacu	4	4,00	4	M
Piaractus brachypomus (Cuvier, 1818)	2				2	A	Piranha	18,8	19,40	20	A
Pygocentrus nattereri (Kner, 1858)		6	6		12	A	Piranha	6,7	9,37	11,8	A, R, T
Serrasalmus calmoni (Steindachner, 1908)	6				6	A	Piranha	6,5	8,47	11,5	R, T
Serrasalmus eigenmanni (Norman, 1929)			1		1	A	Piranha	9	9,00	9	R
Serrasalmus humeralis (Valenciennes, 1850)			1		1	A	Piranha	12,2	12,20	12,2	R
Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)	1	2	9		12	A	Piranha	6	7,68	12	A, R, T

Serrasalmus spilopleura (Kner, 1858)		6	2	8	A	Piranha	5,5	7,88	11,8	A, R, T
CLUPEIFORMES										
Engraulidae										
Anchoviella guianensis (Eigenmann, 1912)	1	2		3	A		7,3	7,87	9	R, T
Lycengraulis batesii (Günther, 1868)	4		1	5	A		11,5	15,17	19	A, T
Pterengraulis atherinoides (Linnaeus, 1766)	5			5	A		11,3	14,88	18	R, T
Pristigasteridae										
Ilisha amazônica (Miranda Ribeiro, 1920)	4			4	A		11,2	12,55	13,5	R, T
Pellona castelnaena (Valenciennes, 1847)	2	1		3	A	Sarda	25	27,63	30	R, T
Pellona flapinnis (Valenciennes, 1847)	1	1		2	A	Sarda	18	18,00	18	R
Pellona harroweri (Fowler, 1917)			1	1	A	Sarda	28	28,00	28	R
Pristigaster cayana (Cuvier, 1829)	10			10	A		3,8	5,11	6,8	R, T
GYMNOTIFORMES										
Gymnotidae										
Gymnotus carapo (Linnaeus, 1758)		1		1	A	Ituí	14,5	14,50	14,5	M
Hypopomidae										
Brachyhypopomus brevirostris (Steindachner, 1868)	1			1	A	Ituí	13	13,00	13	R
Sternopygidae										
Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)	1		1	2	A		15,46	17,48	19,5	T
PERCIFORMES										
Cichlidae										
Aequidens tetramerus (Heckel, 1840)			1	1	A	Acará	5,8	5,80	5,8	A
Caquetaia spectabilis (Steindachner, 1875)	3			3	A	Acará	14	15,67	18	R
Chaetobranchus flavescens (Heckel, 1840)			2	2	A	Acará	14,5	14,75	15	T
Cichla monoculus (Agassiz, 1831)	1			1	A	Tucunaré	21	21,00	21	R
Crenicichla cincta (Regan, 1905)	2			2	A	Jacundá	21,3	22,65	24	R

Crenicichla johanna (Heckel, 1840)		2	1	1	4	A	Jacundá	16,3	19,58	22,5	A, R
Crenicichla saxatilis (Linnaeus, 1758)			1		1	A	Jacundá	14,5	14,50	14,5	A
Crenicichla sp.(Heckel, 1840)			1	1	2	A	Jacundá	12,5	14,75	17	A, R
Crenicichla strigata (Günther, 1862)	1	1	1		3	A	Jacundá	7,5	9,73	13,5	A, T
Geophagus camopiensis (Pellegrin, 1903)	6	5	74	11	96	C	Acará	5,5	12,36	17,5	A, R, T
Geophagus sp. (Heckel, 1840)	3		2		5	A	Acará	5	6,89	9,35	T
Geophagus surinamensis (Bloch, 1791)				1	1	A	Acará	10,5	10,50	10,5	T
Heros efasciatus (Heckel, 1840)			3		3	A		9,8	10,57	11,9	R, T
Hypselecara temporalis (Günther, 1862			1	1	2	A	Acará	12	12,10	12,2	A, R
Krobia guianensis (Regan, 1905)			1	3	4	A	Acará	8,5	9,95	10,5	R, T
Mesonauta acora (Castelnau, 1855)		1	1	3	5	A		4,2	6,74	9	A, M, R, T
Mesonauta festivus (Heckel, 1840)		2	6		8	A		5,5	7,03	9	A, M, R
Pterophyllum scalare (Schultze, 1823)		8	45		53	A	Bandeira	4,3	5,40	7,5	A, R, T
Satanoperca acuticeps (Heckel, 1840)			8	4	12	A	Acará	9,4	11,50	12,5	R, T
Satanoperca jurupari (Heckel, 1840)			9	3	12	A	Acará	8,1	11,92	14	A, R, T
Satanoperca sp. (Günther, 1862)			4	1	5	A	Acará	8	11,92	15,3	R
Eleotridae											
Eleotris pisonis (Gmelin, 1789)	2				2	A		5	5,90	6,8	M, R
Sciaenidae											
Pachypops fourcroi (La Cepède, 1802)	8	2	1		11	AC		7,1	9,80	13	R, T
Plagioscion auratus (Castelnau, 1855)	22	3			25	AC	Pescada	7,5	14,68	25,5	R, T
Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)	59	4			63	AC	Pescada	6,8	13,16	22,5	R, T
Plagioscion surinamensis (Bleeker, 1973)	1	1			2	A	Pescada	8,6	10,25	11,9	A, T
SILURIFORMES											
Ageneiosidae											
Ageneiosus dentatus (Kner, 1857)	2	3			5	A	Mandubé	10	16,10	20	A, R, T

Ageneiosus ucayalensis (Castelnau, 1855)	12				12	A	Mandubé	8,8	15,73	22	A, T
A**spredinidae**											
Aspredo cotylephorus (Bloch, 1794)		1			1	A	Rebeca	16,5	16,50	16,5	R
Auchenipteridae											
Centromochlus heckelii (De Filippi, 1853)	27	2			29	A		3,4	4,15	5,9	A, T
Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766)				1	1	A		14	14,00	14	R
Pseudauchenipterus nodosus (Bloch, 1794)	2				2	A		5,3	5,35	5,4	T
Doradidae											
Doradidae	19	1			20	A		5,4	7,80	10	A, M, R, T
Heptapteridae											
Pimelodella eigenmanni (Boulenger, 1891)	3	5	1		9	A		9,4	12,09	15	A, T
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)	1	1			2	A		13,5	13,90	14,3	A, M
Loricariidae											
Ancistrus hoplogenys (Gunther, 1864)		4	1		5	A	Acari	8,4	9,36	12,1	R, T
Ancistrus leucostictus (Gunther, 1864)		1			1	A	Acari	9,5	9,50	9,5	R
Ancistrus sp. (Kner, 1854)			1		1	A	Acari	9,5	9,50	9,5	R
Hemiancistrus braueri (Eigenmann, 1912)	1				1	A	Acari	10,6	10,60	10,6	R
Hemiodontichthys acipenserinus (Kner, 1853)			2		2	A	Acari	7,7	9,10	10,5	T
Hypostomus plecostomus (Linnaeus, 1758)	9				9	A	Acari	11,1	15,39	22,4	R, T
Hypostomus ventromaculatus (Boeseman, 1968)	3				3	A	Acari	14	14,34	15	R, T
Hypostomus watwata (Hancock, 1828)	4				4	A	Acari	11	14,38	17	R, T
Liposarcus pardalis (Castelnau, 1855)	1				1	A	Acari	17,5	17,50	17,5	R
Loricaria cataphracta (Linnaeus, 1758)	9	4	1		14	AC	Acari	12	14,05	16	R, T
Panaque sp. (Eigenmann & Eigenmann, 1889)			2		2	A	Acari	7,83	8,17	8,5	R, T
Peckoltia brevis (La Monte, 1935)		2			2	A	Acari	7,7	7,85	8	R
Peckoltia lineola (Armbruster, 2008)	1				1	A	Acari	10,3	10,30	10,3	T

Pimelodidae											
Brachyplatystoma filamentosum (Lichtenstein, 1819)	1				1	A	Filhote	17,5	17,50	17,5	R
Brachyplatystoma vaillantii (Valenciennes, 1840)	2				2	A	Piramutaba	14	25,53	37,06	A, R
Calophysus macropterus (Lichtenstein, 1819)	1				1	A		22	22,00	22	T
Hypophthalmus marginatus (Valenciennes, 1840)	2				2	A	Mapará	10,3	10,50	10,7	T
Pimelodus blochii (Valenciennes, 1840)	1				1	A	Mandií	7,9	7,90	7,9	R
Pimelodus ornatus (Kner, 1858)	1	2	1	1	5	AC	Mandií	9	17,18	24,5	A
Platynematichthys notatus (Jardine, 1841)	7				7	A		5,4	12,01	17,5	A, R, T
Propimelodus eigenmanni (van der Stigchel, 1946)	20				20	A		10,5	12,86	15	A, R, T
Pseudopimelodus raninus raninus (Valenciennes, 1840)		1			1	A		8	8,00	8	A
TETRAODONTIFORMES											
Tetraodontidae											
Colomesus asellus (Muller & Troschel, 1849)	30				30	A	Baiacu	3,4	6,57	9,7	A, M, R, T
Total geral	420	516	792	164	1892						

Nove espécies, *M. lippincottianus*, *C. incompta*, *A. bimaculatus*, *G. camopiensis*, *H. unimaculatus*, *T. chalceus*, *M. lepidura*, *L. friderici* e *P. squamosissimus* representaram 70% do total de indivíduos capturados. Porém, dessas nove espécies, *M. lippincottianus* foi a mais abundante e esteve presente nos quatros locais de coleta, assim como *C. incompta*, *A. bimaculatus*, *G. camopiensis*, *T. albus*, *P. ornatus* e *L. friderici*. O número total de indivíduos capturados foi maior no período de estiagem correspondendo a 63% do total capturado.

As espécies mais abundantes no período chuvoso foram: *C. incompta*, *A. bimaculatus*, *H. unimaculatus*, *L. friderici*, *G. camopiensis*, *P. squamosissimus* e *T. chalceus*, enquanto as mais abundantes no período de estiagem foram: *M. lippincottianus*, *A. bimaculatus*, *C. incompta*, *M. lepidura*, *G. camopiensis*, *T. chalceus* e *P. scalare*.

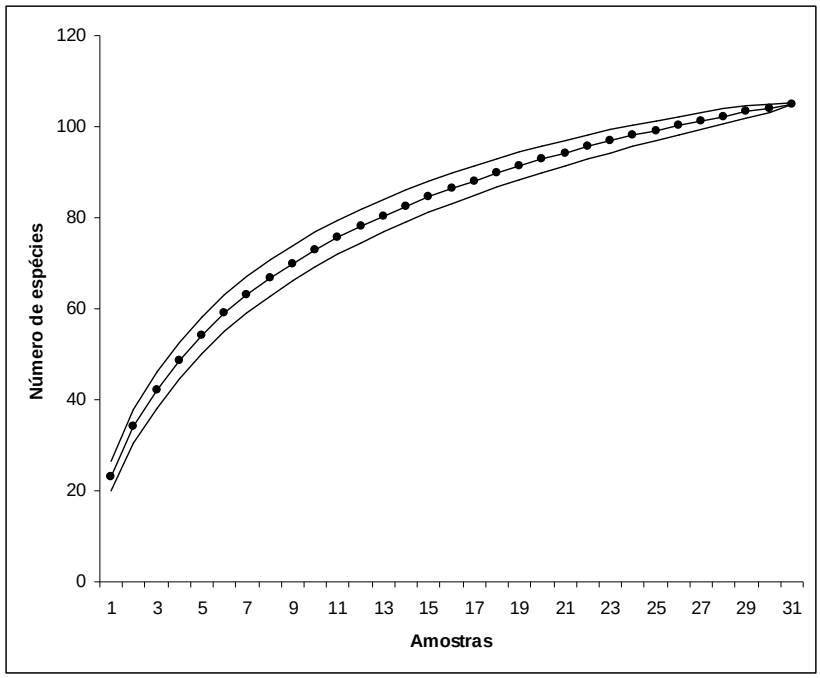
Considerando 31 amostras, seis espécies foram constantes - *M. lippincottianus*, *C. incompta*, *A. bimaculatus*, *G. camopiensis*, *T. chalceus* e *L. friderici*, seis acessórias - *H. unimaculatus*, *P. squamosissimus*, *L. cataphracta*, *P. auratus*, *C. asellus* e *P. fourcroi* e o restante acidental (Tabela 1).

A área de coleta na região da foz (A1) foi o que apresentou o maior número de espécies exclusivas (29), seguido pela área 3 (A3) com 12 espécies. As áreas 2 e 4 (A2 e A4) apresentaram o mesmo número de espécies exclusivas, com cinco em cada. O período chuvoso apresentou o maior número de espécies exclusivas com 33, enquanto no período seco foram capturadas 18 espécies exclusivas.

A curva de rarefação do número de espécies em função da amostragem é apresentada na Figura 2, indicando que o número de espécies coletadas ao longo do rio está próximo ao número real do ambiente. O estimador de riqueza Chao 1 apresentou uma estimativa de 120 ± 8 espécies para todo rio Matapi.

Ao separar a ictiofauna por área, pode-se verificar que as curvas de acumulação de espécies e curvas de rarefação demonstraram que apenas a área 1 (A1) atingiu uma regularidade, indicando que o número de espécies está próximo ao número real para esta área. Ao mesmo tempo, nas outras áreas não se atingiu a assíntota, sugerindo que ainda há espécies que não foram amostradas e que há necessidade de efetuar mais coletas nesses locais (Figura 3). O estimador de riqueza Chao 1 estimou valores de 75 espécies para a área 1, 56 espécies para área 2, 98 espécies para área 3 e 44 para a área 4. Em relação ao período, a estimativa foi de 147 espécies para o período chuvoso e 96 para o período de estiagem.

Figura 2. Curva de acumulação de espécies ao longo do rio Matapi. As linhas superior e inferior denotam o erro padrão da estimativa.



O índice de diversidade total para todo o rio Matapi foi de 3,167 e a equitabilidade foi de 0,68. Os maiores índices de riqueza, diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade e H'máx foram obtidos na área 1 (A1) (Tabela 2). Os índices de diversidade foram significativamente diferentes entre as áreas de coleta ($p<0,001$) e entre os períodos sazonais (Tabela 3). A diversidade na área 1 (A1) foi maior em comparação as demais áreas e a diversidade no período chuvoso foi maior que o período estiagem (Tabela 3).

Figura 3. Curva de acumulação de espécies, rarefação e estimador Chao1 por áreas de coleta ao longo do rio Matapi, norte do Brasil.

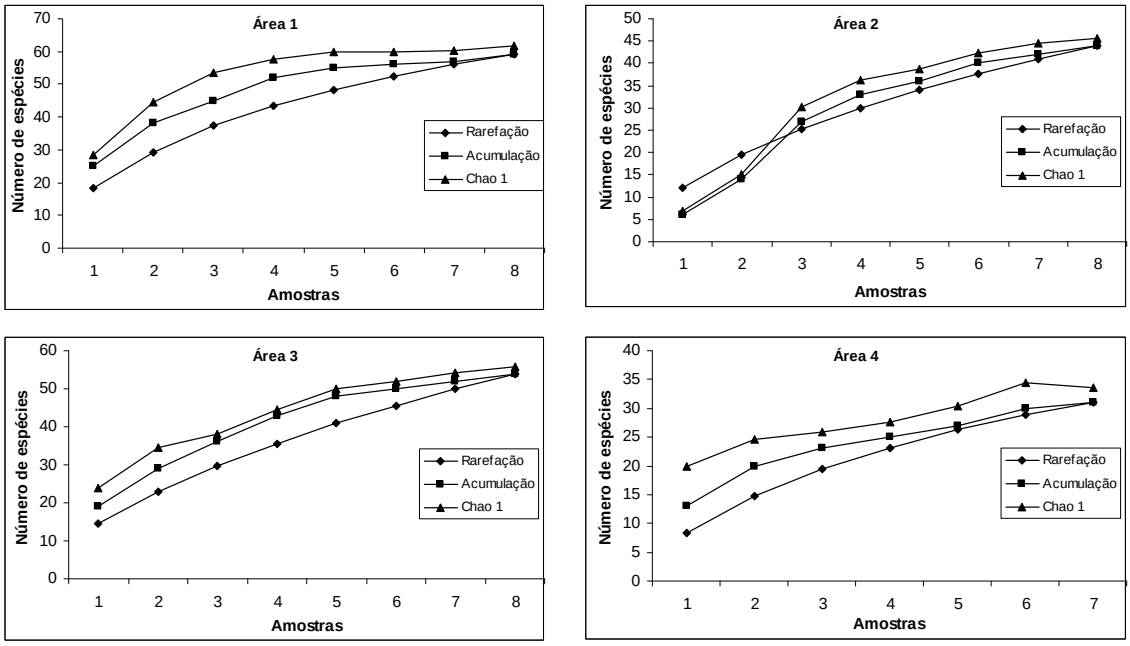


Tabela 2. Riqueza, índice de diversidade máxima (H'máx) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') obtidos para cada área de coleta de peixes do rio Matapi, norte do Brasil e período sazonal de amostragem com suas respectivas equitabilidade (E) e variância (Var H').

Áreas	Riqueza	H'máx	H'	E	Var H'
A1	59	4,077	3,324	0,815	0,0032421
A2	44	3,784	2,289	0,605	0,0040239
A3	54	3,989	2,438	0,611	0,002669
A4	31	3,434	2,503	0,729	0,012697
Chuvoso	87	4,466	3,183	0,713	0,003403
Estiagem	72	4,277	2,815	0,658	0,002241

Tabela 3. Valores de *t* e probabilidade (P) da comparação das variâncias dos índices de diversidade de Shannon-Wiener entre as áreas de coleta ao longo do rio Matapi, norte do Brasil.

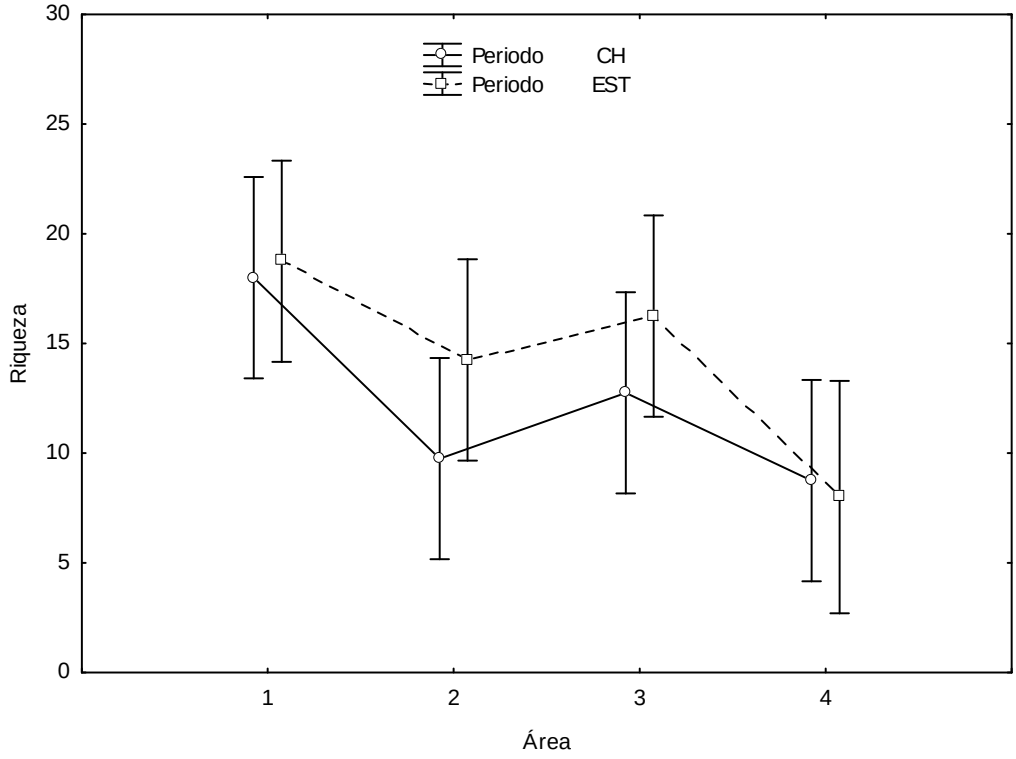
Áreas	T	P
A1 x A2*	12,142	$1,31x10^{-31}$
A1 x A3*	11,524	$5,54x10^{-29}$
A1 x A4*	6,503	$4,20x10^{-10}$
A2 x A3	1,821	0,069
A2 x A4	1,655	0,099
A3 x A4	0,524	0,6
CH x EST*	4,898	$1,07x10^{-6}$

*Indica diferença significativa ao nível 5%. CH: Chuvoso; EST: Estiagem.

Diferenças significativas da riqueza de peixes foram encontradas entre áreas, pois a área 1 (A1) mostrou maior valor médio (18,00 ± 5,45), enquanto a área 4 (A4) apresentou menor valor médio (8,43 ± 2,94), mas as área 2 (A2) (12,00 ± 3,46) e área 3 (A3) (14,50 ± 4,99) foram similares entre si. Assim, a área 1 (A1) foi significativamente diferente de 2 (A2) e 4 (A4), enquanto que as outras áreas, não apresentaram diferenças significativas ($F = 6,71$; $p = 0,000$). No período de estiagem foram coletadas 72 espécies e no período chuvoso 87 espécies, não havendo diferença significativa na riqueza de espécies entre os períodos sazonais ($F = 1,56$; $p > 0,05$), bem como para a interação área de coleta-período ($F = 0,55$; $p > 0,05$) (Figura 4).

A abundância total foi de 1.892 indivíduos (período chuvoso = 703 e período de estiagem = 1189) capturados. Ao longo do rio Matapi a área 3 (A3) apresentou maior abundância (792 indivíduos) e a área 4 (A4) apresentou a menor abundância, com 164 indivíduos. A ictiofauna das áreas 1 (A1) e 2 (A2) apresentaram valores de 420 e 516 indivíduos, respectivamente. Não houve diferenças significativas (Kruskal-Wallis: $H = 2.151$; $p = 0,542$) na abundância entres as áreas de estudo. Porém, houve diferença significativa (Mann-Whitney: $U = 17348$; $p = 0,0004$) na abundância entre períodos sazonais, que foi maior no período de estiagem quando comparado ao período chuvoso.

Figura 4. Variação de riqueza de espécies de peixes por área de coleta e período sazonal, de acordo com a análise de variância, no rio Matapi, norte do Brasil.



A biomassa total foi de 57,6 kg, dos quais 24,0 kg ocorreu no período chuvoso 33,6 kg no período de estiagem. Ao longo do rio Matapi, a área 3 (A3) foi a que apresentou maior biomassa (25,8 kg) e a área 4 (A4) apresentou menor biomassa, 5,6 kg. As áreas 1 (A1) e 2 (A2) apresentaram valores de 15,4 e 10,7 kg, respectivamente. A biomassa média mostrou diferenças significativas (Kruskal-Wallis: H = 77.064; p = 0,00001) entres as áreas, pois a biomassa da área 2 (A2) foi menor que todos as demais áreas, as quais não apresentaram diferenças significativas entre si. A biomassa média do período chuvoso foi significativamente (Mann-Whitney: U = 324943; p = 0,00001) maior que no período de estiagem.

4. DISCUSSÃO

A diversidade constatada para o rio Matapi foi de 105 espécies o que está próximo ao encontrado em outros rios do Amapá que variaram de 45 a 207 espécies (GAMA & HALBOTH, 2004; GAMA, 2004; GAMA, 2006a,b; SILVA & SILVA, 2004; SÁ-OLIVEIRA, 2012; TAKIYAMA *et al*., 2012). Porém, tais variações podem ser causadas, principalmente, por diferenças metodológicas de captura e/ou dimensões das unidades amostrais.

Apesar de ainda crescente, nota-se uma tendência à estabilização da curva de acumulação de espécies do rio Matapi, indicando alto grau de eficiência da amostragem. Essa riqueza estimada está de acordo com o proposto por Matthews (1998), para rios tropicais de pequenas dimensões, reforçando a adequação metodológica às dimensões dos locais amostrados neste estudo. Porém, amostragens contínuas de longo prazo podem incluir indefinidamente novas espécies ao inventário (GOTELLI & COLWELL, 2001) da bacia do rio Matapi.

Houve dominância de espécies de Characiformes, Perciformes e Siluriformes no rio Matapi, a semelhança de outros estudos conduzidos também em outros ambientes Neotropicias (LOWE-McCONNELL, 1999; GAMA & HALBOTH, 2004; ANJOS *et al*., 2008; FUENTES & RUMIZ, 2008; CARVALHO *et al*., 2013; TAKAHASHI *et al*., 2013). Cerca de 60% dos peixes coletados são espécies de Characidae, Serassalmidae (Characiformes) e Cichlidae (Perciformes), mas 47,4% são espécies de Characidae e Serassalmidae. A dominância dessas duas famílias de Characiformes é decorrente da ampla distribuição das espécies dessas famílias em água doce e, além disso, ambas as famílias incluem a maioria das espécies de águas interiores do Brasil (REIS *et al*., 2003). Entre os Characiformes, houve um grande predomínio de espécies de pequeno porte e/ou capazes de concluir seu ciclo de vida em vários hábitats, principalmente *M. lippincottianus*, peixe com grande flexibilidade de hábito alimentar e capacidade de se desenvolver em diferentes hábitats (GAMA & HALBOTH, 2004), permitindo assim sua ampla distribuição e abundância ao longo do Rio Matapi.

A predominância de espécies de Characidae, Serrasalmidae e Cichlidae no rio Matapi foi similar ao relatado para a bacia do rio Xingu (CAMARGO *et al*., 2004) e nordeste do Pará (CORRÊA, 2007), bem como para lagos de águas escuras e claras (SAINT-PAUL *et al*., 2000) e lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piranha-Manacapuru (ARAÚJO, 2004) na Amazônia Central. Em tributários do médio e baixo Tapajós e Curuá (PA) foi descrita maior abundância de Characidae e Loricariidae (CAMARGO *et al*., 2005), assim como no Rio Purus, Acre (ANJOS *et al*., 2008) e no córregos no Parque Nacional de Brasília (AQUINO *et al*., 2009). Essas diferenças podem ser explicadas provavelmente pelas características dos hábitats amostrados, mas de uma forma geral em ambientes naturais, a família Characidae predomina.

A região da foz do rio Matapi, devido à proximidade com a região estuarina do Rio Amazonas apresentou a maior riqueza de espécies, como esperado. Assim, espécies

estuarinas tais como *P. atherinoides*, *I. amazonica*, *P. cayana* e *E. pisonis* foram capturadas somente nesta área. O aumento da diversidade em direção à foz, em suas diferentes formas (riqueza, diversidade, equitabilidade, entre outras) é um dos padrões mais evidentes (SUAREZ & PETRERE JR, 2006). Vários autores têm associado o aumento da diversidade ao longo do rio com o aumento da heterogeneidade de hábitats (LANGEANI *et al*., 2005), o qual, por sua vez, está relacionado principalmente na influência de maré e disponibilidade de abrigos (GARUTTI, 1988; UIEDA & BARRETO, 1999; BRAGA & ANDRADE, 2005; CETRA & PETRERE JR, 2006).

Como sugerido por Bojsen e Barriga (2002), a relação positiva entre riqueza de espécies e tamanho de hábitat não está somente associada ao esforço de pesca. Ao longo do rio Matapi, apesar do mesmo esforço de pesca verificou-se também maior diversidade e equitabilidade em direção à foz. Esses resultados corroboram a teoria de rio contínuo, onde é esperada maior diversidade na região da foz dos rios, principalmente devido à maior complexidade de hábitat dessas regiões (PIANKA,1974; VANOTE *et al*., 1980). Como a maioria das espécies ocorreu estritamente em alguns poucos locais do rio Matapi amostrados, isso indica que muitas espécies possuem padrão de distribuição afetado por diferentes fatores ambientais (FUENTES & RUMIZ, 2008). Além disso, muitas espécies de pequeno porte, as quais são de interesse para a aquariofilia, não realizam grandes deslocamentos migratórios, o que pode restringir sua distribuição a micro-hábitats específicos. Portanto, as diferenças na fisiografia ao longo dos quatro trechos do rio Matapi parecem estar causando alterações observadas nas assembleias de peixes desse ecossistema amazônico.

A variação sazonal nos níveis água dos rios é outro fator estruturador das comunidades de peixes (WOOTTON, 1990; FUENTES & RUMIZ, 2008), pois ambientes que sofrem tal variação tendem a ter diversas comunidades com poucas espécies dominantes (LOWE-McCONNELL 1999). Nos trechos de planícies de inundações, a diversidade e densidade de peixes são determinadas pelo regime de fluxo. A inundação aumenta a homogeneização das características limnológicas do ambiente (THOMAZ *et al*., 1997) e os ambientes passam a responder aos fatores regionais de maneira independente, aumentando a heterogeneidade da fauna na medida em que os micro-hábitats são isolados na época de estiagem (FUENTES & RUMIZ, 2008). Porém, no rio Matapi, a heterogeneidade da ictiofauna foi maior durante período chuvoso, principalmente, devido ao aumento de micro-hábitats causado pelo impacto das marés diárias do rio Amazonas. Isso indica que a dominância de algumas espécies de peixes

nos diferenciados ambientes distintos do rio Matapi pode estar relacionada à sua adaptação a tais variações do nível da água que ocorrem duas vezes ao dia, ou seja, em condições de maré semi-diurna.

A compreensão da composição e distribuição das comunidades aquáticas em ambientes em que não há estudos anteriores é de grande relevância, devido a acelerada degradação ambiental em diversos ecossistemas límnicos em todo o mundo (DUNCAN & LOCKWOOD, 2001). As atividades humanas surgem como uma nova contribuição para os processos de estruturação das comunidades biológicas (HOOPER *et al*., 2005), incluindo peixes. Assim, devido ao uso e ocupação da bacia do rio Matapi, este primeiro inventário da ictiofauna fornece informações relevantes que poderão contribuir para o ordenamento e manejo pesqueiro, subsidiando políticas públicas para esse importante ecossistema amazônico. Além disso, a falta de novos registros de espécies sugere que devido a esse pouco conhecimento sobre os peixes dessa bacia, muito provavelmente novas espécies estão por ser descritas, considerando os diferentes hábitats da bacia do rio Matapi. As causas da distribuição e abundância das espécies de peixes nessa bacia são ainda pouco conhecidas, nisso é importante estabelecer a relação entre as marés diárias do Rio Amazonas e a distribuição das comunidades de peixes no rio Matapi.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia (SETEC) pelo apoio financeiro na execução deste projeto (Processo: 35.000.061/2012). Ao CNPq pela bolsa PQ concedida a s Tavares-Dias, M.

REFERÊNCIAS

ANJOS, H. D. B.; ZUANON, J.; BRAGA, T. M. P. e SOUSA, K. N. S. 2008. Fish, upper Purus River, state of Acre, Brazil. **Check List** 4 (2): 198 – 213.

AQUINO, P. P. U.; SCHNEIDER, M.; SILVA, M. J. M.; FONSECA, C. P.; ARAKAWA, H. B. e CAVALCANTI, D. R. 2009. Ictiofauna dos córregos do Parque Nacional de Brasília, bacia do alto Rio Paraná, Distrito Federal, Brasil Central. **Biota Neotropica**, vol. 9 (1). p. 217 -230.

ARAÚJO, L. M. S. 2004. **Assembléia íctica em ambientes lacustres da RDS Piranha Manacapuru, Amazonas, Brasil**.. 76 f. (Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas – Universidade Federal do Amazonas, Manaus).

BOHLKE, J. E.; WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. **Acta Amazonica** 8 (4): 657-677.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**., 47: 2246 – 2260.

BRAGA, F. M. S.; ANDRADE, P. M. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. **Iheringia**, Série Zool., 95(2): 121 – 126.

BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T.; CARVALHO JUNIOR, J. 2005. Levantamento Ecológico rápido da fauna ictica de tributários do médio-baixo Tapajós e Curuá, Brasil. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Série Ciências Naturais**, v. 1, n. 2, p. 213-231.

CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T.; ISAAC, V. 2004. Review of the geographic distribution of fish fauna of the Xingu River Basin, Brazil. **Ecotropica** 10: 123–147.

CARVALHO, L. N.; FIDELIS, L.; ARRUDA, R.; GALUCH, A.; ZUANON, J.2013. Second floor, please: the fish fauna of floating litter banks in Amazonian streams and rivers. **Neotropical Ichthyology**, 11(1):85 – 94.

CARVALHO, L. N.; ZUANON, J.; SAZIMA; I.. 2007. Natural history of Amazon fishes; p. 1-24. In K. Del Claro, P. S. Oliveira, V. Rico-Gray, A. Ramirez, A. A. A. Barbosa, A. Bonet, F. R. Scarano, F. L. Consoli, F. J. M. Garzon, J. N.

Nakajima, J. A. Costello, and M. Vinicius. (ed.). **Encyclopedia of Life Support System**. Oxford: Eolss Publishers & UNESCO.

CETRA, M.; PETRERE JR. 2006. Fish assemblage structure of the Corumbatai River basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. **Brazilian Journal of Biology**, 66(2A): 431 – 439.

CORRÊA, J. M. 2007. **Estrutura de Comunidades de Peixes de Igarapés de Três Pequenas Bacias de Drenagem Sob Uso de Agricultura Familiar no Nordeste Paraense, Pará, Brasil**. 2007. 93 f. (Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais – Universidade Federal do Pará, Belém)

DAJOZ, R. 1983. **Ecologia Geral**. 4a. ed., São Paulo, Editora Vozes, 472p.

DUNCAN, J. R.; LOCKWOOD, J. L. 2001. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of word's freshwater fishes. **Biological Conservation**, 102 (1): 97 – 105.

ESPÍTO-SANTO, H. M. V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P.;LANDEIRO, V. L. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amaozian Forest streams: evidence for predictable changes. **Freshwater Biology**, 54, 536–548.

FUENTES, V.; RUMIZ, D. I. 2008. Preliminary study of fish fauna and aquatic habitats in the Lower Paraguá River, Santa Cruz, Bolivia. **Biota Neotropica**, 8 (1). Available from: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn01808012008>.

GAMA, C. S. 2004. **Inventário biológico da Ictiofauna da região de Lagos e do Sucuriju – Amapá**. Relatório técnico. PROBIO/Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá. Disponível em www.iepa.ap.gov.br/probio

GAMA, C. S. 2006a. A ictiofauna do PARNA Tumucumaque obtida em cinco inventários rápidos. IN: **Inventários Rápidos da Biodiversidade – Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque, Amapá. Relatório Técnico**. Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá – IEPA e Conservação Internacional do Brasil – CI. 243 p.

GAMA, C. S. 2006b. Inventário rápido da Icitofauna da Floresta Nacional do Amapá. IN: **Inventários Rápidos da Biodiversidade – Floresta Nacional do Amapá. Relatório Técnico**. Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá – IEPA e Conservação Internacional do Brasil – CI. 128 p.

GAMA, C. S.; HALBOTH, D. A. 2004. Ictiofauna das Ressacas das Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú. In: TAKIYAMA, L. R.; SILVA, A. Q. (eds.). **Diagnóstico das Ressacas do Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e Rio Curiaú**. Macapá: CPAQ/IEPA/DGEO/SEMA, p. 23-52.

GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, Bacia do Rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, 48: 747 – 759.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, 4(4): 379 – 391.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2003. PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaentologia Electronica**, 4(1): 9p.

HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, 75(1): 3 – 35.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in River Floodplains Systems. **Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Science** 106: 110-127.

KREBS, C. J. 1999. **Ecological Methodology**. Second Edition. Addison Wesley Longman. 620p.

LANGEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H. S.; CARMO, A. B.; ROSSAFERES, D. C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 3(2): 305 – 311.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J; TEDESCO, P. A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, 595: 545–567.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade** 1(1):36-42.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 584 p.

MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton, NJ: Princeton University Press.

MATTHEWS, W. J. 1998. **Patterns in freshwater fish ecology**. Chapman & Hall, New York, 756p.

MENEZES, N. A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity; p. 289-295. In BICUDO, C. D.; MENEZES, N. A. (ed.). **Biodiversity in Brazil: A first approach**. São Paulo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

PIANKA, E. R. 1974. **Evolutionary ecology**. New York, Harper & Row. 356p.

POUGH, F. H.; HESER, J. B.; McFARLAND, W. N. 1999. **A vida dos vertebrados**. 2º ed. São Paulo: Atheneu, 798p.

REIS, R. E.; KULLANDER, O.; FERRARIS-JR, C. J., 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 742p.

ROBERTS, T. R. 1972. Ecology of fishes in the Amazon and Congo basins. **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, 143(2): 117-147.

RUFFINO, M. L. 2008. Sistema integrado de estatística pesqueira para a Amazônia. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 3(3): 193-204.

SAINT-PAUL, U.; ZUANON J.; CORREA, M. A. V.; GARCÍA, M.; FABRÉ, N. N.; BERGER, U. e JUNK, W. J. 2000. Fish communities in central Amazonian white- and blackwater floodplains. **Environmental Biology of Fishes**, 57: 235–250.

SANTOS, V. F.; FIGUEIRA, Z. R. 2004. **Diagnóstico sócio-ambiental participativo do setor costeiro estuarino do estado do Amapá**. Macapá, MMA/GEA/IEPA. 315p.

SÁ-OLIVERIA, J. C. 2012. **Ecologia da Ictiofauna e análise ecossistêmica das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes – AP.** 213p. (Tese de Doutorado em Ecologia Aquática e Pesca – Universidade Federal do Pará, Belém).

SCHAEFER, S. A. 1998. Conict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S & LUCENA, C. A. S. (Eds). **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Porto Alegre, Edipucrs.

SILVA, L. M. A.; SILVA, S. L. F. 2004. **Caracterização da Ictiofauna da Reserva Biológica do Lago Piratuba**. Relatório Técnico. Convênio entre o Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá e o IBAMA. 32p.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. 1995. **Biometry**. New York, W. H. Freeman. 859p.

SOUZA, E. B.; CUNHA, A. C. 2010. Climatologia de precipitação no estado do Amapá e mecanismos climáticos de grande escala. In: CUNHA, A.C.; SOUZA, E. B.; CUNHA, H. F. A. **Tempo, clima e recursos hídricos: resultados do Projeto REMETAP no estado do Amapá** – Macapá – IEPA, p. 177-195.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do Rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia**, Sér. Zool., 96(2): 197 – 204.

TAKAHASHI, E. L. H.; ROSA, F. R. T.; LANGEANI, F.; NAKAGHI, L. S. O. 2013. Spatial and seasonal patterns in fish assemblage in Córrego Rico, upper Paraná River basin. **Neotropical Ichthyology**, 11(1): 143 – 152.

TAKIYAMA, L. R.; CUNHA, A. C.; SILVA, M. S.; MARTINS, M. H. A.; RODRIGUES, L. J. C.; AVELAR, S. B.; DIAS, R. 2007. **Subsídios à gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Matapi**. Relatório Técnico. Processo CNPq №. 504083/2003-1. IEPA. Macapá. 123p.

TAKIYAMA, L. R.; LEITE-SILVA, U. R.; JIMENEZ, E. A.; PEREIRA, R. A.; ZACARDI, D. M.; FERNANDES, E. F.; SOUTO, F. A. F.; SILVA, L. M. A.; SILVA, M. S.; SANTOS, M. A. C.; COSTA NETO, S. V.; SANTOS, V. F. 2012. **Zoneamento Ecológico Econômico Urbano das Áreas de Ressacas de Macapá e Santana, Estado do Amapá**. 1. Ed. Macapá – IEPA. 84p.

TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTINI, R.; RODRIGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes** 51: 399-410

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. 1997. Caracterização limnógica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. eds. **A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá**, Eduem-Nupelia. p.73-102.

UIEDA, V. S.; BARRETO, M. G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, 1(1): 55 – 67.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Ed.) **Ecologia de peixes de riacho**. Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro. 260p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. The River continuum concept. **Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science**, 37: 131 – 137.

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R. 1998. Neotropical Ichthyology: an Overview. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA. Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 603p.

WOOTTON, R. J. 1990. **Ecology of Teleost Fishes**. London, Chapman & Hall. 404 p.

CAPÍTULO 2.

INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES DE UM AFLUENTE DA MARGEM ESQUERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL.

Luis Mauricio Abdon da Silva[1,2] & Marcos Tavares-Dias[3]

[1]Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá. Pesquisador, Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Núcleo de Pesquisas Aquáticas. luis.abdon13@gmail.com

[2] Pesquisador, Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Núcleo de Pesquisas Aquáticas.

[3]Pesquisador, Embrapa Amapá, Laboratório de Aquicultura e Pesca. marcos. tavares@embrapa.br

RESUMO

A distribuição de espécies sempre foi a preocupação central da ecologia. Este estudo visa compreender a relação de fatores abióticos que podem afetar a distribuição espacial e sazonal da ictiofauna do rio Matapi um afluente da margem esquerda do rio Amazonas na região central do estado do Amapá, região da Amazônia Oriental, em um percurso de aproximadamente 90 km de extensão. Os peixes foram coletados bimensalmente durante um ciclo anual, utilizando rede de emalhar de diferentes tamanhos, matapis, tarrafas, linha de mão e espinhel de fundo, em um raio de 1000 metros. Também o pH, condutividade elétrica, sólidos suspensos, transparência e outros fatores secundários como profundidade e largura do rio foram mensurados. Análise de variância com dois fatores (ANOVA- Two-way) foi usada para testar as diferenças espaciais e temporais para os fatores abióticos analisados. Foram identificadas 105 espécies, mas apenas as espécies com frequência a partir de 0,5% fizeram parte da análise, de forma que somente 29 espécies foram usadas. As matrizes foram submetidas à análise multivariada de ordenação (Co-inércia) para encontrar padrões na estrutura da ictiofauna relacionados aos diferentes fatores abióticos investigados. Os resultados indicaram que os parâmetros ambientais não mostraram diferenças sazonais, mas sim entre as áreas de coleta. Já a ictiofauna mostrou diferenças tanto sazonal como espacial. A análise de co-inércia sumarizou eficientemente que a estrutura da ictiofauna e dos fatores ambientais ocorreram espacialmente, independentemente da sazonalidade e que os fatores determinantes dessa distribuição foram a transparência, condutividade, largura do rio e sólidos suspensos. Esses estudos podem contribuir para orientar a gestão ambiental e esforços de conservação ao longo desse importante tributário do rio Amazonas.

1. INTRODUÇÃO

A estrutura das comunidades aquáticas, incluindo os peixes, pode ser afetada por variáveis abióticas (pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade e outros fatores) e relações inter e intraespecíficas, tais como a predação e competição em escala espacial e temporal (MATTHEWS, 1998; SANTOS, 1998; JACKSON *et al.*, 2001; TEJERINA – GARRO *et al.*, 2005). Variações sazonais causadas principalmente por flutuações na precipitação pluviométrica afetam a estrutura de comunidades de peixes (LOWE-McCONNELL, 1999; FUENTES & RUMIZ, 2008). Na Amazônia, a estação chuvosa ocorre no período de dezembro a maio e a estação seca no período de junho a novembro (SOUZA & CUNHA, 2010).

Além disso, a profundidade e velocidade da água, composição do substrato do leito e cobertura vegetal (MINSHALL, 1988; ANGERMEIER & KARR, 1994; PENCZAK *et al.*, 1994; CASATTI & CASTRO, 1998; MÉRIGOUX *et al.*, 1998; RINCÓN, 1999; UIEDA & CASTRO, 1999; BECKER, 2002; FUENTES & RUMIZ, 2008) são características do hábitat apontadas como as mais relevantes para os peixes. Assim, fornecem suporte para análises dos efeitos das mudanças e/ou alterações no hábitat (BAIN & KNIGHT, 1996) e, consequentemente, sobre as comunidades de peixes.

Outras condições ambientais tais como a geomorfologia, regime de distúrbios naturais e a dinâmica da vegetação também refletem a interação entre fatores biológicos e físicos em uma bacia. Tais fatores têm reflexos sobre as características dos sistemas lóticos, sendo, portanto importantes componentes na manutenção da qualidade dos hábitats (MELO 2000; BECKER, 2002; FUENTES & RUMIZ, 2008).

Estudos de distribuição de espécies têm importância crucial em ecologia, biogeografia e biologia da conservação. Nos últimos anos, um número crescente desses estudos (ERÖS *et al*. 2003; ESPÍRITO-SANTO *et al*., 2009; MELO *et al*., 2009; ARAÚJO & TEJERINA-GARRO, 2009; KNUDBY *et al*., 2010), vem sugerindo modelos preditivos da distribuição das espécies de peixes, visando uma melhor proteção e gestão dos estoques pesqueiros em diferentes ecossistemas. Porém, a maioria desses estudos indica técnica de modelagem estática que se referem à distribuição atual das espécies a um conjunto de variáveis ambientais disponíveis (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000; THUILLER 2003). Porém, identificar e explicar como as variáveis ambientais afetam a distribuição das espécies de peixes em um ecossistema

natural não é trabalho fácil, pois a maioria dos ecossistemas exibe uma substancial heterogeneidade espacial e temporal (THOMPSON *et al*., 2001). Todavia, não há estudos relacionando a distribuição das espécies da ictiofauna do rio Matapi com interação de fatores abióticos. Assim, este estudo visa compreender a relação de alguns fatores abióticos que podem afetar a distribuição espacial e temporal da ictiofauna do rio Matapi, importante afluente da margem esquerda do rio Amazonas, no norte do Brasil.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

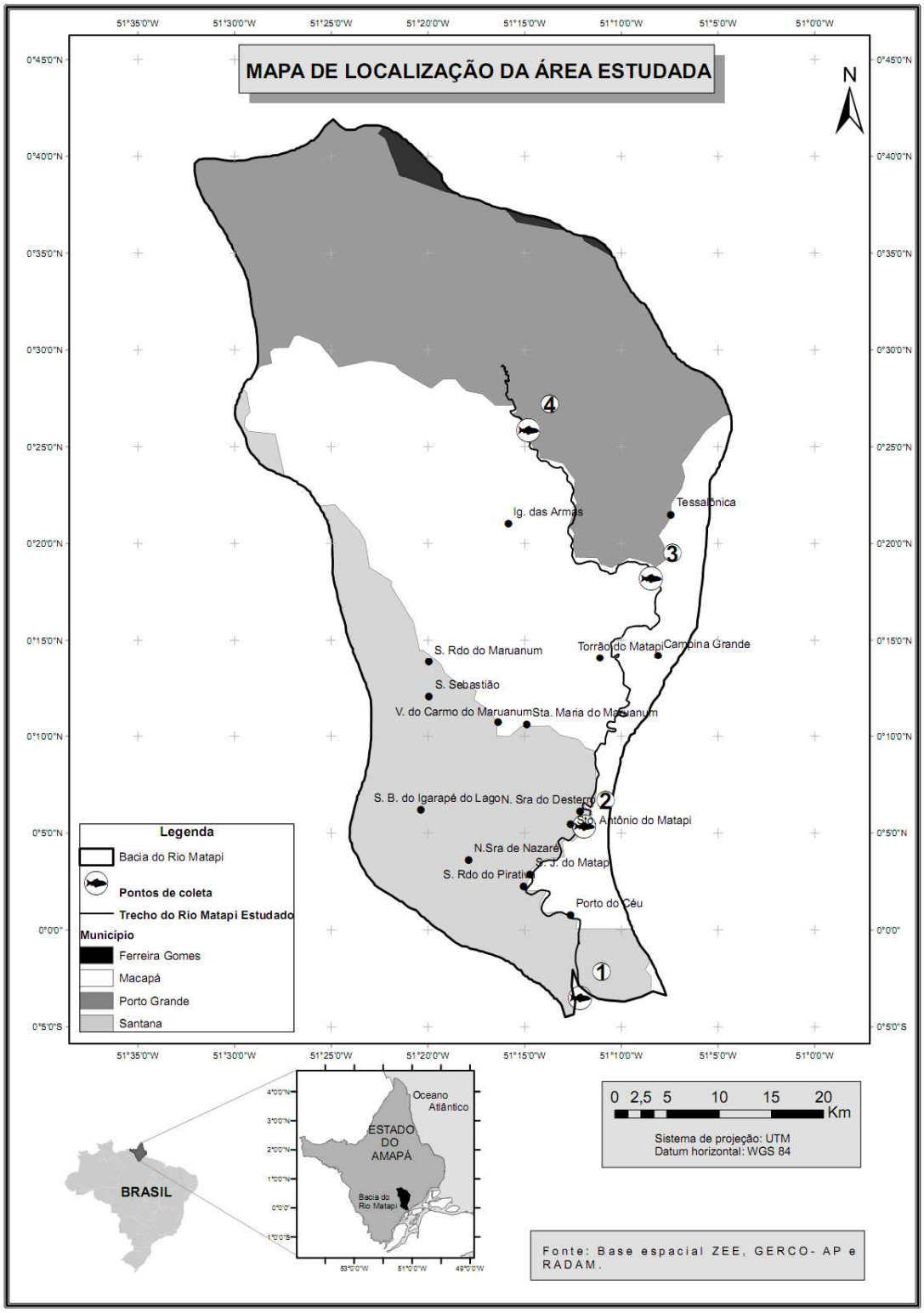
O rio Matapi, afluente da margem esquerda do rio Amazonas, nasce na região central do estado do Amapá, sentido noroeste-sudeste, desaguando no estuário amazônico, próximo ao município de Santana, mas estabelece divisas naturais entre três municípios, Macapá, Santana e Porto Grande. Ao longo do rio há cerca de 20 pequenas comunidades que vivem principalmente da pesca artesanal e agropecuária familiar (TAKIYAMA *et al*., 2007). É inundada diariamente pelas marés do rio Amazonas e sua geomorfologia é caracterizada como Planície Costeira do Sul do Amapá (SANTOS & FIGUEIRA, 2004; TAKIYAMA *et al*., 2007).

Quatro áreas de coletas foram adotadas ao longo do rio Matapi para esse estudo (Figura 1), e suas características físicas determinadas (profundidade, largura do rio e tipo de vegetação predominante) seguindo metodologia recomendada por Takiyama *et al*. (2007).

A área 1 (A1) localiza-se na foz do rio Matapi, na confluência com rio Amazonas, apresenta bancos arenosos e recebe descarga de sedimentos trazida pelo rio maior, com aproximadamente 400 domicílios ao redor da área. Possui intensa atividade de navegação, pois nesta área existe o distrito industrial que concentra empresas transportadoras e indústrias de pequeno e médio porte ligadas principalmente à produção de gêneros alimentícios e produtos madeireiros outras atividades produtivas são desenvolvidas como extrativismo animal e vegetal, piscicultura e agropecuária. Essa área sofre continuo processo de modificação de paisagem com a dinâmica das marés diárias do rio Amazonas, associada aos processos de erosão e acreção de sedimentos e a vegetação predominante é constituída por macrófitas aquáticas. Possui uma

profundidade variando de 4 a 10 m e largura, de uma margem a outra do rio, de aproximadamente 500 m de comprimento.

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e áreas de coleta dos peixes no Rio Matapi, Norte do Brasil.



A área 2 (A2) localiza-se aproximadamente 30 km do primeiro ponto, observa-se ainda a influência de maré, sua vegetação dominante é a floresta de várzea, com uma profundidade que varia de 3 a 6 metros e uma largura de 150 metros. Aproximadamente 300 domicílios existem ao redor dessa área. A navegação é menos intensa com barcos de pequeno porte, possui como atividades produtivas extrativismo animal e vegetal, agropecuária e piscicultura.

A área 3 (A3) dista cerca de 65 km da foz, possui pouca influência de maré, observada principalmente durante o período chuvoso, a largura do rio é menor que 50 metros e a profundidade varia de 2 a 4 metros. Mais de 160 domicílios existem ao redor dessa área. A vegetação dominante também é a floresta de várzea. A navegação é intensa de barcos de pequeno porte, pois é uma área destinada ao lazer de moradores de outros lugares do estado, principalmente de Macapá. Também possuem atividades produtivas como a agropecuária, extrativismo animal e vegetal.

Área 4 (A4) está a aproximadamente 90 km da foz, onde a influência da maré é pouco perceptível, a largura do rio é menor que 20 m , a profundidade varia de 1 a 3 metros, a vegetação de floresta de várzea fazem parte das margens do rio, mas com acentuada alteração da vegetação em decorrência da plantação de eucalipto e pinus da Empresa Amapá Celulose S.A - AMCEL. Mais de 70 domicílios existem ao redor da área. A navegação é limitada devido a largura e também por ter troncos e galhos de árvores no canal do rio. Também desenvolvem a agropecuária, o extrativismo vegetal e mineral (areia e seixos).

2.2. Procedimentos de coleta de peixes

As campanhas de campo foram bimestrais (março, maio, julho, setembro e novembro de 2012 e janeiro, março e agosto de 2013) ocorreram ao longo do rio Matapi no trecho de aproximadamente 90 km divididos em 4 áreas, como descrito anteiormente. Os apetrechos de coletas utilizados foram rede malhadeiras de várias malhas (20, 25, 30, 35, 40, 70 mm entre nós), matapi, tarrafa, linha de mão e espinhel, em um raio de 1000 metros. Considerando todos os meses de coleta e os quatro pontos, foi realizado um total de 31 amostragens, pois no mês de novembro de 2012 não houve coleta na área 4.

As coletas foram conduzidas em dois períodos sazonais (estiagem e chuvoso), determinados pela análise o regime de pluviosidade de 2000 a 2012, de acordo com dados do Instituto Nacional de Meteorologia disponível em *www.inmet.gov.br*. O

período de estiagem foi definido pelos meses julho, setembro e novembro de 2012 e agosto de 2013 e período chuvoso, os meses de março e maio de 2012, e janeiro e março de 2013.

As malhadeiras foram colocadas paralelamente a margem do rio em locais indicados por pescadores sempre ao amanhecer e retiradas ao entardecer, num intervalo de duas horas eram feitas despescas, perfazendo um total de 12 horas de pesca. Em alguns locais por problemas logísticos as redes eram retiradas antes. No geral em média as redes ficaram 8 horas dentro da água.

O espinhel de fundo foi iscado com pedaços de peixes e dispostos no canal principal do rio, seguindo o mesmo horário das malhadeiras, bem como as armadilhas denominadas matapi (10) iscadas com babaçu e pedaços de peixes.

Concomitante a colocação das redes, matapis e do espinhel, outro pescador lançava tarrafas próximo as outras artes de pesca, totalizando 20 lances durante o dia. No barco mais quatro pessoas utilizavam linhas de mão com anzóis pequenos e utilizando camarão, charque, frango e peixes como isca, num intervalo de seis horas.

Os peixes coletados foram etiquetados, acondicionados em sacos plásticos e conservados em formol 10% e transportados para Laboratório do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Macapá. No laboratório os peixes foram identificados ao nível mais específico possível utilizando chaves de identificação taxonômicas. Um espécime de cada espécie foi depositado na Coleção de Ictiologia do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Amapá.

Em cada ponto de amostragem diferentes fatores abióticos foram medidos. Foi utilizado o analisador de água modelo W23-XD, marca HORIBA, o qual permite a determinação simultânea de 10 parâmetros, mas apenas três parâmetros da qualidade de água foram avaliados por problemas no funcionamento regular do aparelho: temperatura da água (TP), condutividade elétrica (µ S/cm) (COND) e pH. Para as determinações da transparência (cm) (TR), foi usado um disco de Secchi. As análises de sólidos suspensos (SS) foram executadas pelo método gravimétrico e filtração em membrana. Todos os procedimentos usados foram realizados de acordo com o descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992). Outras informações como a profundidade (m) (PF) e a largura do rio (m) (LR) foram retiradas de cartas batimétricas em estudos realizados por Takiyama *et. al*., (2007) e também utilizadas para relacionar com as espécies de peixes e tentar inferir sobre sua distribuição ao longo do rio.

2.3. Análise dos dados

Análise de variância com dois fatores (ANOVA- Two-way) foi usada para testar as diferenças espaciais e temporais para os fatores abióticos analisados. Para a aplicação deste teste foi verificada a normalidade dos dados (testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk) e homocedasticidade das variâncias (Levene e Bartlett). Quando os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se a transformação matemática dos dados através logaritmo em base 10. As diferenças das médias foram verificadas a posteriori pelo teste de Tukey e Fisher. Quando os pressupostos paramétricos não foram atendidos, mesmo após a transformação, utilizaram-se testes não paramétricos de Kruskal-Wallis e Dunn, para a comparação entre áreas, e de Mann-Whitney para verificar as diferenças entre períodos ($\alpha = 0,05$) (SOKAL & ROHLF, 1995), depois de obedecidos os pressupostos da normalidade e homocedasticidade através da transformação dos dados.

A matriz de espécies de peixes foi constituída pela abundância de cada área de coleta e períodos sazonais, assim como para as variáveis ambientais. Foram identificadas 105 espécies, mas apenas as espécies com frequência a partir de 0,5% fizeram parte da análise, de forma que somente 29 espécies foram usadas, com o objetivo de diminuir as espécies raras. As matrizes foram submetidas à análise multivariada de ordenação para encontrar padrões na estrutura da ictiofauna relacionados aos diferentes fatores abióticos investigados (McCUNE & GRACE, 2002). A análise de componente principal (PCA) foi usada para verificar a homogeneidade dos dados ictiofaunísticos utilizando uma matriz com 29 espécies distribuídas em 4 áreas geográficas e dois períodos sazonais. Outra PCA normalizada também foi realizada para verificar a homogeneidade dos fatores abióticos utilizando uma matriz com as 4 áreas e 7 variáveis ambientais (temperatura, pH, transparência, condutividade elétrica, sólidos suspensos, profundidade e largura do rio). Todos os dados foram transformados em Log $_{(n+1)}$.

Para comparação entre os resultados das duas PCA foi realizada análise de Co-Inércia, essa análise compara as estruturas reveladas nas análises de PCA, mostrando se a co-estrutura descrita pelos principais eixos é similar às estruturas descritas nas análises realizadas para cada matriz de dados (DOLÉDEC & CHESSEL, 1994). A significância das análises multivariadas foi determinada pelo teste de permutação de

Monte-Carlo, verificado o nível de 0.05 de probabilidade. Todas as análises realizadas com o pacote ADE – 4 estão incluídas no pacote R 2.12.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

3. RESULTADOS

Foram identificadas 105 espécies num total de 1982 indivíduos coletados, mais detalhes sobre a composição da ictiofauna no capítulo I. As 29 espécies utilizadas na análise estão listadas na Tabela 1, com seus respectivos códigos e sua contribuição relativa relacionada a todas as espécies durante o estudo.

Tabela 1. Lista das principais espécies de peixes capturadas no Rio Matapi, Estado do Amapá. Brasil. (Código = código da espécie; Abun = Abundância; % = Contribuição relativa).

Espécie	Código	Nome vulgar	Abun	%
Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)	MELI	Mafurá	426	22,5
Curimata incompta (Vari, 1984)	CUIN	Branquinha	225	11,9
Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)	ASBI	Matupiri	208	11,0
Geophagus camopiensis (Pellegrin, 1903)	GECA	Acará	94	5,0
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)	HEUN	Charuto	88	4,7
Tetragonopterus chalceus (Spix & Agassiz, 1829)	TECH	Matupiri	82	4,3
Moenkhausia lepidura (Kner, 1858)	MOLE	Matupiri	73	3,9
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	LEFR	Piau	72	3,8
Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)	PLSQ	Pescada	63	3,3
Pterophyllum scalare (Schultze, 1823)	PTSC	Acará bandeira	53	2,8
Colomesus asellus (Muller & Troschel, 1849)	COAS	Baiacu	30	1,6
Centromochlus heckelii (De Filippi, 1853)	CEHE		29	1,5
Plagioscion auratus (Castelnau, 1855)	PLAU	Pescada	25	1,3
Doradidae	DORA		20	1,1
Propimelodus eigenmanni (Van der Stigchel, 1946)	PREI	Mandií	20	1,1
Bryconops melanurus (Bloch, 1794)	BRME		15	0,8
Triportheus albus (Cope, 1872)	TRAL	Sardinha	15	0,8
Loricaria cataphracta (Linnaeus, 1758)	LOCA	Acari	14	0,7
Ageneiosus ucayalensis (Castelnau, 1855)	AGUC	Mandubé	12	0,6
Curimata cyprinoides (Linnaeus, 1766)	CUCY	Branquinha	12	0,6
Pygocentrus nattereri (Kner, 1858)	PYNA	Piranha	12	0,6
Satanoperca acuticeps (Heckel, 1840)	SAAC	Acará	12	0,6
Satanoperca jurupari (Heckel, 1840)	SAJU	Acará	12	0,6
Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)	SERH	Piranha	12	0,6
Pachypops fourcroi (Lacepède, 1802)	PAFO	Pescadinha	11	0,6
Triportheus angulatus (Spix & Agassiz, 1829)	TRAN	Sardinha	11	0,6
Pristigaster cayana (Cuvier, 1829)	PRCA		10	0,5
Hypostomus plecostomus (Linnaeus, 1758)	HYPL	Acari	9	0,5
Pimelodella eigenmanni (Boulenger, 1891)	PIEI		9	0,5

A média e o desvio padrão das variáveis ambientais para todo o período de estudo são mostrados na Tabela 2. Já os resultados da análise de variância podem ser visualizados na Tabela 3.

Tabela 2. Resumo das variáveis ambientais. N = 12 (oito meses x quatro pontos).

Variável	pH	Condutividade Elétrica (m S/m)	Sólidos Suspensos (mg/L)	Temperatura (ºC)	Transparência (cm)	Profundidade (m)
A1	6,19	5,61	48,5	29,03	30,54	7,87
A2	5,46	1,86	38,15	28,35	53,04	4,5
A3	5,29	2,06	7,99	27,85	104,45	2,63
A4	4,98	1,39	4,43	26,31	161,86	1,79
Média	5,5	2,78	25,43	27,94	85,07	4,27
Desvio	0,66	2,02	27,44	1,37	59,57	2,56

A1= Área 1. A2= Área 2. A3= Área 3. A4= Área 4

Tais análises correspondem a 12 amostragem realizadas durante oito meses nas 4 áreas investigadas. A largura do rio é um parâmetro que possui valor constante em cada área amostrada e por isso análise de variância para esse fator não foi realizada.

Não houve diferenças significativas em relação ao período sazonal para todos os fatores com exceção da profundidade, já para as áreas, todos os parâmetros foram significativos (Tabela 3). Esses resultados indicam que os parâmetros analisados podem ser estáveis em relação à sazonalidade e não homogêneos espacialmente.

Tabela 3. ANOVA dois fatores para as variáveis ambientais transformadas.

Variável	pH	Condutividade Elétrica (m S/m)	Sólidos Suspensos (mg/L)	Temperatura (ºC)	Transparência (cm)	Profundidade (m)
Efeito período	N.S	N.S	N.S	N.S	N.S	P<0,001
Efeito ponto	P<0,05	P<0,001	P<0,001	P<0,001	P<0,001	P<0,001

N.S= não significativo

A análise de componentes principais das variáveis ambientais revelou que os dois primeiros eixos explicaram 95% da variabilidade total dos dados, com o primeiro eixo explicando 89% e o segundo 6%. As variáveis mais determinantes foram a transparência (TR), condutividade (COND), sólidos suspensos (SS) e a largura do rio (LR). O eixo 1 foi influenciado por todos os fatores acima, com exceção da condutividade, a transparência (TR) apresentou autovalor positivo (0,38), os sólidos suspensos (SS) um autovalor negativo (-0,52) e a largura do rio (LR) um autovalor

negativo (-0,70). O eixo 2 também foi influenciado pelos mesmos fatores com autovalores de 0,28, - 0,72 e 0,55, respectivamente e pela condutividade com autovalor positivo (0,28). Os períodos não foram separados ao longo do Rio Matapi (teste de Monte-Carlo, p = 0,725) (Figura 2), enquanto que espacialmente podemos observar a separação em quatro áreas (teste de Monte-Carlo, p < 0,001) (Figura 3).

Figura 2. Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) dos períodos SE = Estiagem (azul); CH = Chuvoso (vermelho), para transparência, pH, largura do rio, profundidade, temperatura, condutividade, sólidos suspensos do rio Matapi, Amazônia Oriental, Brasil.

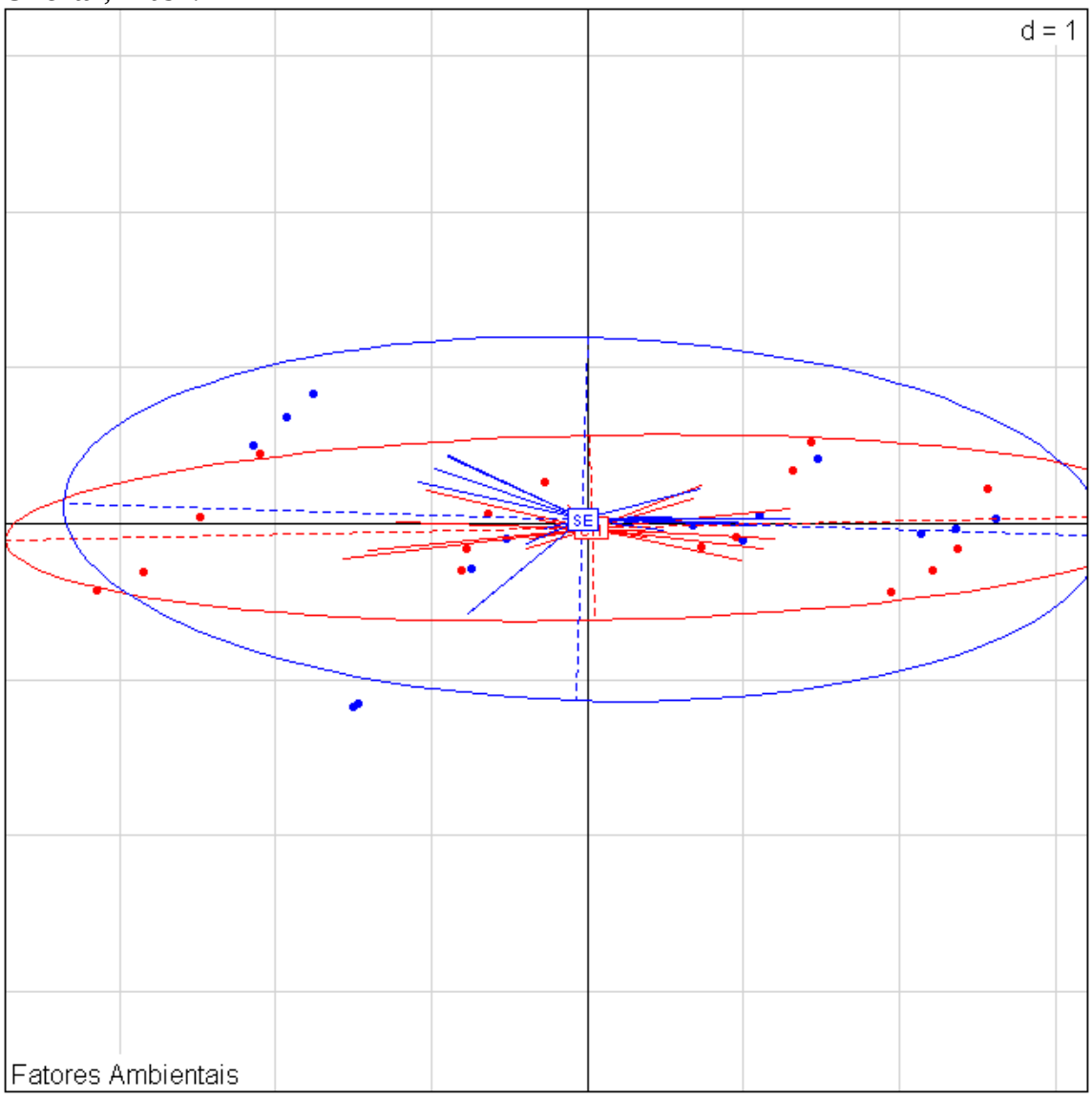
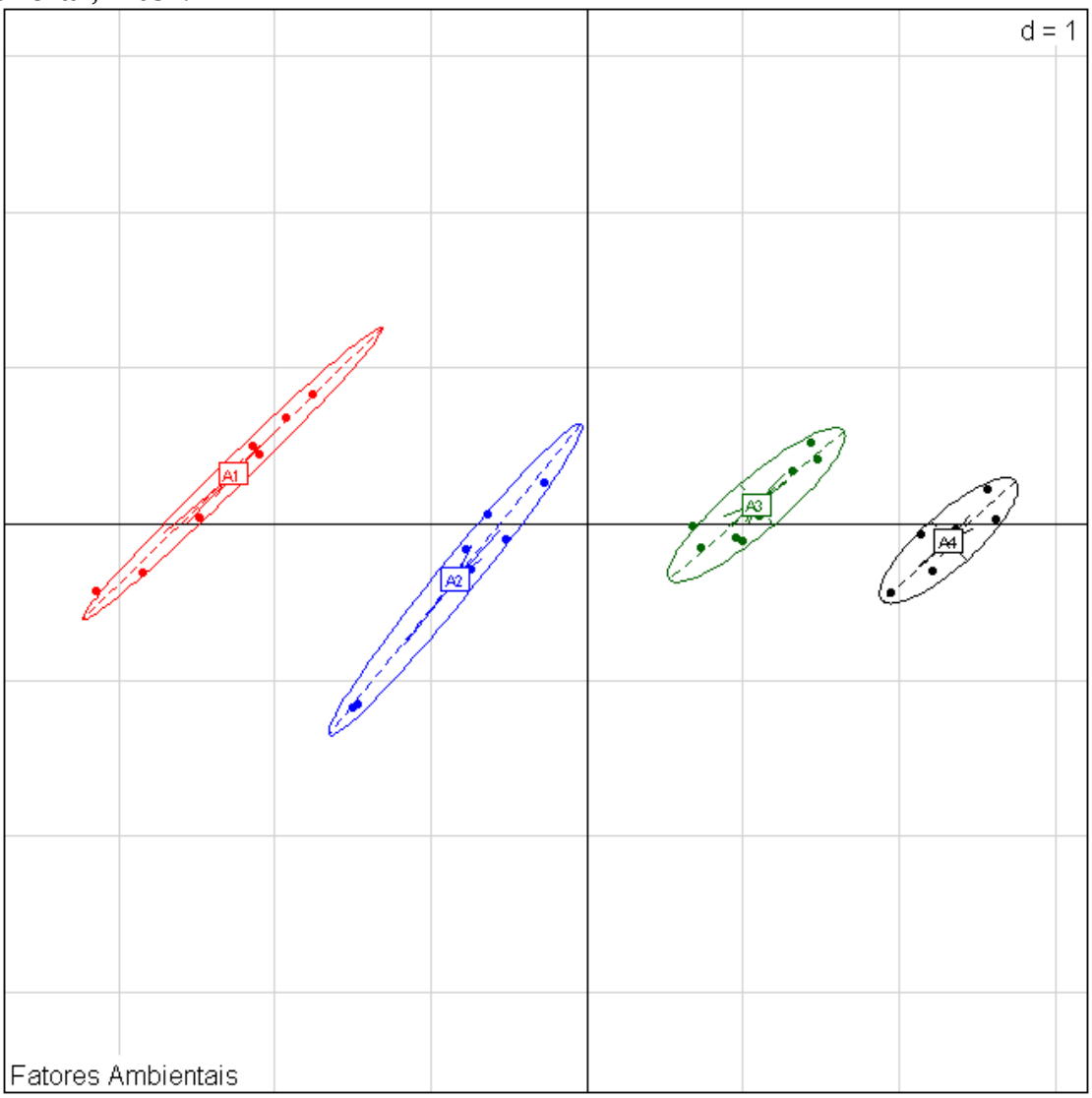


Figura 3. Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) das áreas (A1 = Área 1; A2 = Área 2; A3 = Área 3; A4 = Área 4), para transparência, pH, largura do rio, profundidade, temperatura, condutividade, sólidos suspensos do rio Matapi, Amazônia Oriental, Brasil.



A análise de componentes principais (PCA) das espécies revelou que os dois primeiros eixos explicaram 45% da variabilidade total dos dados, com o primeiro eixo explicando 30% e o segundo 15%. As espécies mais determinantes foram a *A. bimaculatus* (ASBI), *G. camopiensis* (GECA), *H. unimaculatus* (HEUN), *M. lippincottianus* (MELI), *M. lepidura*, *P. squamosissimus* (PLSQ), *P. scalare* (PTSC) e *T. chalceus* (TECH). O eixo 1 foi influenciado por *M. lippincottianus* com autovalor negativo (-0,58), *P. scalare* com autovalor negativo (-0,32) e *G. camopiensis* e *T. chalceus* que apresentaram autovalores negativos (-0,27 cada uma). Já para o eixo 2 as espécies que mais influenciaram foram *A. bimaculatus* com autovalor positivo (0,64),

M. lepidura (-0,30) e *H. unimaculatus* (-0,29). A espécie *P. squamosissimus* contribuiu igualmente para os dois eixos (0,23). Os períodos foram separados ao longo do Rio Matapi (teste de Monte-Carlo, p = 0,01) (Figura 4), bem como espacialmente podemos observar a separação em quatro áreas (teste de Monte-Carlo, p = 0,001) (Figura 5).

Figura 4. Ordenação pela análise de componentes principais dos períodos de estiagem (SE) e período chuvoso (CH) das principais espécies coletadas no rio Matapi, Amazônia Oriental, Brasil.

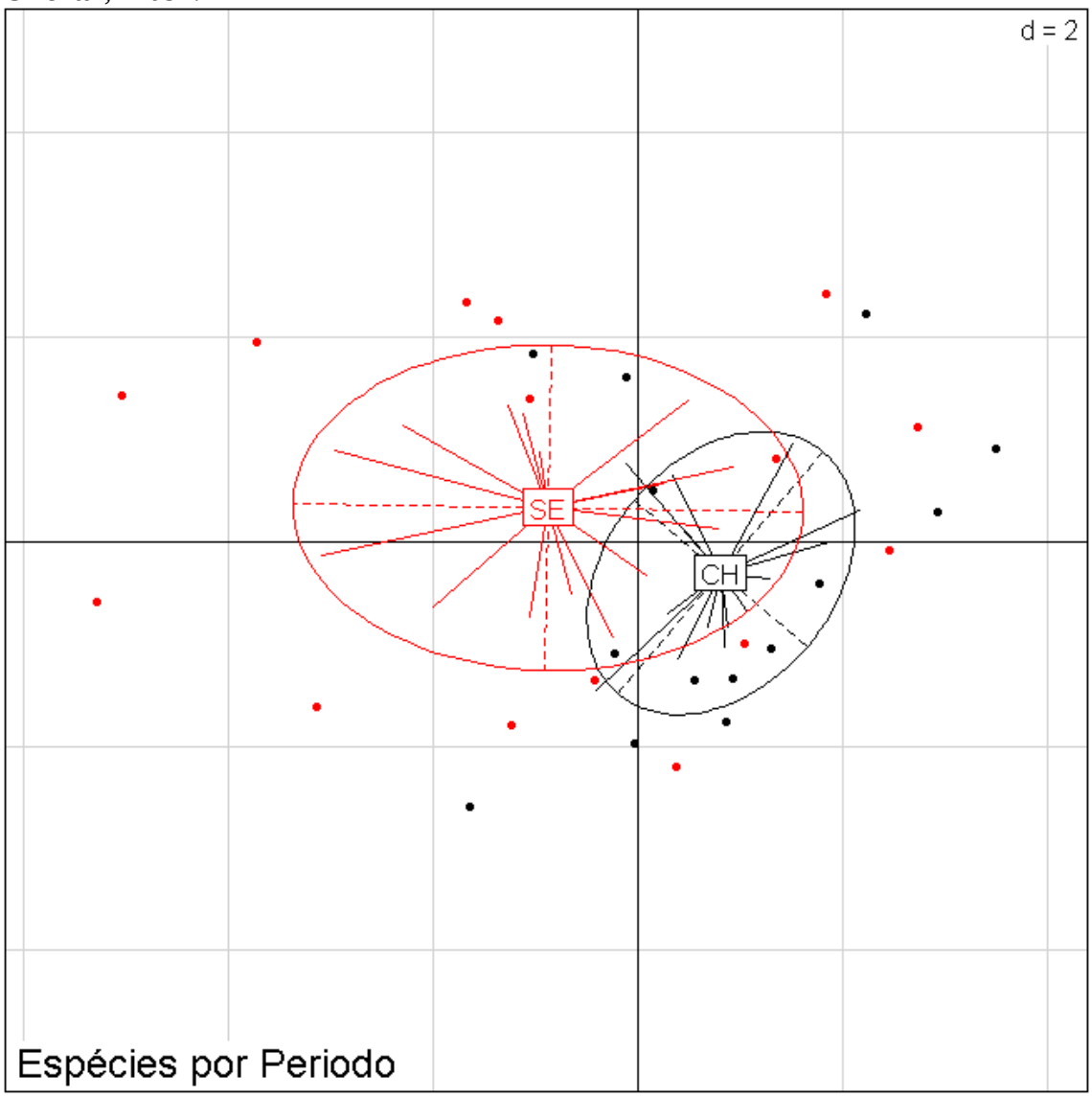
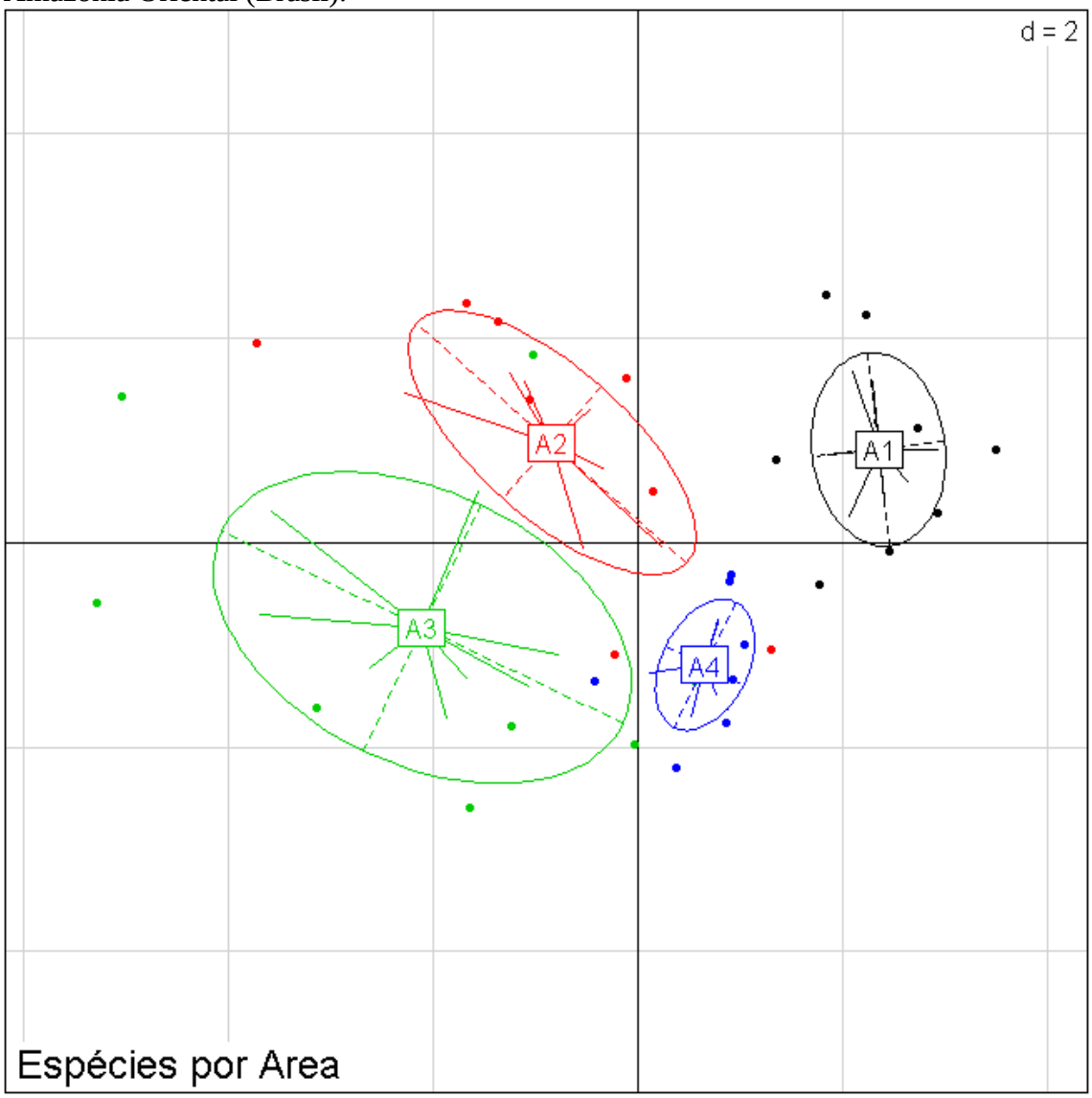
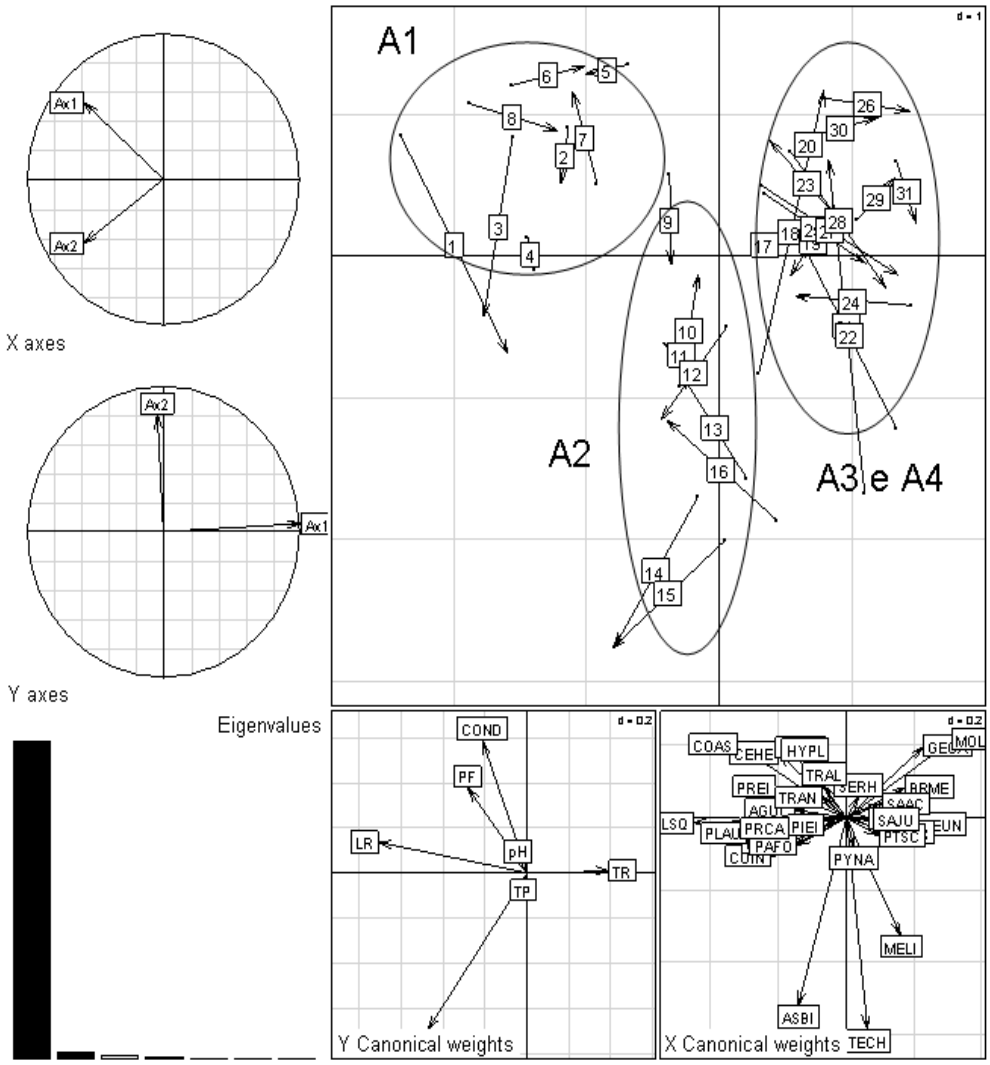


Figura 5. Ordenação pela análise de componentes principais das áreas de coletas (A1 = Área 1; A2 = Área 2; A3 = Área 3; A4 = Área 4) das principais espécies do rio Matapi, Amazônia Oriental (Brasil).



A análise de co-inércia mostrou correlação significativa (Teste Monte Carlo, $p < 0,001$) entre matriz de espécies e a matriz de variáveis ambientais. O primeiro eixo explicou 96% da variância dos dados e gerou gradientes, onde foram agrupadas as coletas da área 1 de acordo com a largura do rio e condutividade (lado esquerdo acima), a área 2 de acordo com os sólidos suspensos (abaixo-meio) e as áreas 3 e 4 de acordo com a transparência (lado direito acima) (Figura 6).

Figura 6. Análise de co-inércia mostrando as espécies e as variáveis ambientais nos dois eixos de ordenação. Os valores de 1 a 8 representam as coletas na área 1, de 9 a 16 da área 2 e os valores de 17 a 31 as coletas na áreas 3 e 4.



No estudo aqui apresentado, as análises estatísticas levaram à definição de estruturas espaciais, tanto para peixes como para variáveis ambientais, mas apenas sazonal para peixes. A distribuição da ictiofauna mostra um padrão espacial claro sob influência da largura do rio e da condutividade na área 1 caracterizado pelas espécies *C. asselus*, *P. squamosissimus, H. plecostomus*, *P. cayana*, *P. fourcroi*; sólidos suspensos na área 2 caracterizado pelas espécies *A. bimaculatus*, *T.chalceus* e *M. lippincottianus*; e transparência nas áreas 3 e 4 caracterizado pelas espécies *G. Camopiensis,, M. lepidura, B. Melanurus, H. unimaculatus, P. Scalare e S. jurupari*.

4. DISCUSSÃO

A análise de co-estrutura mostrou que tanto os fatores ambientais como as espécies tiveram uma distribuição espacial bem definida e que os principais fatores determinantes dessa distribuição são condutividade, transparência, largura do rio e sólidos suspensos.

A relativa importância de fatores abióticos e bióticos na estrutura de comunidades de peixes varia longitudinalmente. Ostrand e Wilde (2002) avaliaram a importância da variação espacial da abundância de peixes no rio Brazoz, Texas (USA) e descreveram um gradiente espacial relacionado às condições ambientais. A diversidade e a composição das espécies estiveram relacionadas com a condutividade, profundidade e velocidade da correnteza.

Gilliam *et al*. (1993), estudaram a estrutura de uma comunidade de peixes em um córrego em Trinidad, determinaram que a comunidade de peixes possui um padrão recorrente de que a riqueza aumenta ao longo de um gradiente a montante para jusante, e que esse gradiente está relacionado com cobertura vegetal.

Muller e Pyron (2010) coletaram peixes em 28 pontos no Rio Wabash, Indiana, a profundidade e o substrato explicaram a grande variedade entre as comunidades de peixes.

No Brasil, a relação entre a estrutura de uma comunidade de peixes e 11 parâmetros ambientais em lagos do rio Araguaia, foram avaliados e que somente transparência e a profundidade estavam significativamente correlacionadas com a estrutura da comunidade de peixes (TEJERINA-GARRO *et al*., 1998).

Araujo e Tejerina-Garro (2009) em um tributário do Alto Rio Paraná, verificaram que os principais fatores que estruturaram a comunidade de peixes foram pH, velocidade da água, a largura do canal e a temperatura da água.

Um estudo no Baixo Rio das Mortes na bacia do rio Araguaia, determinou entre 12 parâmetros ambientais, quais eram os que mais afetavam a estrutura de comunidade de peixes. Os resultados indicaram que oxigênio dissolvido, transparência da água, largura e profundidade da calha principal, cobertura da mata ripária e tipo de substrato da margem estruturaram a comunidade de peixes (MELO *et al*., 2009).

Fialho *et al*. (2008) analisaram a interação de peixes com 14 variáveis físico-químicas e hidrogeomorfológicas em 31 estações de amostragens ao longo do rio Meia Ponte, bacia do rio Paraná, Brasil central, verificaram que o pH, temperatura da água,

condutividade, oxigênio dissolvido e a turbidez influenciaram a estrutura da comunidade de peixes.

Essa diferenciação nos estudos a respeito de variáveis ambientais que estruturam uma comunidade de peixes pode estar relacionada com as características de cada local amostrado, e que algumas variáveis ambientais como condutividade, transparência e largura do rio, devem ser levadas em consideração em qualquer estudo de co-estrutura, pois de uma forma geral essas variáveis foram as que mais prevaleceram na determinação espacial da ictiofauna.

Em rios neotropicais, mudanças sazonais nas características ambientais são menos drásticas, assim é esperado que a ictiofauna siga o mesmo padrão, como observado em alguns estudos (LOWE-McCONNELL, 1999; BUHRNHEIM & COX-FERNANDES, 2001; SÚAREZ & PETRERE-JUNIOR, 2007; ESPÍRITO-SANTO *et. al*., 2009).

Tais resultados demonstraram que processos determinísticos são mais importantes que mudanças nas variáveis ambientais na determinação da estabilidade sazonal da ictiofauna. Porém, resultados contrários aos estudos acima foram encontrados no rio Matapi. No período de estiagem o número de espécies foi maior que o período chuvoso, pois espécies estuarinas adentraram o rio Matapi durante esse período e contribuíram para essa diferença, assim como Araújo *et al*. (2009) no sudeste do Brasil.

Como podemos observar, a análise de co-inércia sumarizou eficientemente que é comum a estrutura da fauna e de fatores ambientais ocorrerem espacialmente, independentemente da sazonalidade. Assim, as espécies *C. asselus*, *P. squamosissimus*, *H. plecostomus*, *P. cayana* e *P. fourcroi* foram associadas a maior largura do rio e condutividade elétrica registradas na foz do rio Matapi. Por outro lado, as espécies *G. Camopiensis,*, *M. lepidura, B. melanurus, H. unimaculatus, P. scalare e S. jurupari* foram associadas a maior transparência encontrada no interior do rio (em direção a montante). Conclui-se que a distribuição dessas espécies está relacionada com a capacidade destes organismos a resistir as mudanças diárias provocadas pela entrada da maré no interior da bacia. Adicional estudo é necessário para verificar se a relação peixe-ambiente observado para o canal do rio Matapi, prevalece para toda a bacia. De qualquer forma, esses estudos podem contribuir para orientar a gestão ambiental e esforços de conservação ao longo do rio Matapi.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia (SETEC) pelo apoio financeiro na execução deste projeto (Processo: 35.000.061/2012).

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. 1992. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, Washington, DC, 18 ed.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R., 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. **Bioscience**, 44: 690 – 697.

ARAÚJO, F. G.; PINTO, B. C. T.; TEIXEIRA, T. P. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. **Hydrobiologia** 618: 89 – 107.

ARAUJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. 2009.Influence of environmental variables and antrhopogenic pertubations on stream fish assemblages, Upper Parana River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7: 31 – 38.

BAIN, M. B.; KNIGHT, J. G., 1996. Classifying stream habitat using fish community analyses. Institute National de la Recherché Scientifique. Proceedings of the second IAHR Symposium on Habitat Hydraulics. **Ecohydraulics 2000.** Ste-Foy, Quebec, Canadá.

BECKER, F. G., 2002. **Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com caraterísticas de habitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, RS, Brasil)** (Tese de Doutorado) UFSCar, 190p.

BUHRNHEIM, C. M.; COX – FERNANDES, C. 2001. Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 12: 65 – 78.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C., 1998. A fish community of the São Francisco river headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Explorations Freshwaters,** 9(3): 229 - 242.

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D. 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. **Freshwater Biology,** 31: 277–294.

EROS, T.; BOTTA-DUKAT, Z.; GROSSMAN, G. D. 2003. Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. **Ecology of Freshwater Fish**, 12: 141–150.

ESPIRITO-SANTO, H. M. V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P.; LANDEIRO, V. L. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages is small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. **Freshwater Biology**, 54: 536 – 548.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L. G.; TEJERINA-GARRO, F. L.; MÉRONA, B. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, 598: 315–324.

FUENTES, V.; RUMIZ, D. I. 2008. Preliminary study of fish fauna and aquatic habitats in the Lower Paraguá River, Santa Cruz, Bolivia. **Biota Neotropica**, 8 (1). Available from: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn01808012008>.

GILLIAM, J. F; FRASER, D. F.; ALKINS-KOO, M. 1993. Structure of a tropical stream fish community: a role for biotic interactions. **Ecology**, 74 (6): 1856–1870.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, 135: 147–186.

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

KNUDBY, A.; BRENNING, A.; LEDREW, E. 2010. New approaches to modelling fish–habitat relationships. **Ecological Modelling**, 221: 503–511.

LOWE-McCONNELL, R. H., 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.** São Paulo: EDUSP. 534p.

MATTHEWS, W. J., 1998. **Patterns in freshwater fish ecology.** Chapman & Hall & International Thompson Publishing. 756p.

McCUNE, B.; GRACE, J. B., 2002. **Analysis of ecological communities.** Oregon: MjM. 300p.

MELO, C. E., 2000. **Ecologia Comparada da Ictiofauna em Córregos de Cerrado do Brasil Central: Bases para a Conservação das Espécies.** Tese de Doutorado. UFSCar, 84p.

MELO, T. L; TEJERINA-GARRO, F. L; MELO, C. E. 2009. Influence of environmental parameters on fish assemblages of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7 (1): 421–428.

MÉRIGOUX, S.; PONTON, D.; MÉRONA, B.1998. Fish richness and species habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. **Environmental Biology of Fishes,** 51: 25–39.

MINSHALL, G. W., 1988. Stream Ecosystem Theory: A Global Perspective. **Journal of the North American Benthological Society,** 7(4): 263 - 288.

MULLER, R. JR.; PYRON, M. 2010. Fish assemblages and substrates in the Middle Wabash River, USA. **Copeia**, 1: 47–53.

OSTRAND, K. G.; WILDE, G. R. 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. **Ecology of Freshwater Fish**, 11: 137–149.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K., 1994. Fish diversity and community structure in two tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. **Hydrobilogia,** 294: 243 – 251.

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org/.

RINCÓN, P. A., 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. p. 23 – 90. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. e PERESNETO, P. R. (Ed.) **Ecologia de peixes de riacho.** Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro. 260p.

SANTOS, M. R. dos, 1998. **A variabilidade ambiental e as comunidades de peixes do Rio Ribeira de Iguape (SP).** Dissertação de Mestrado. UNESP, 109p.

SANTOS, V. F. dos; FIGUEIRA, Z. R. 2004. **Diagnóstico sócio-ambiental participativo do setor costeiro estuarino do Estado do Amapá**. Macapá. MMA/GEA/IEPA. Relatório Técnico.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. 1995. **Biometry**. New York, W. H. Freeman. 859p.

SOUZA, E. B.; CUNHA, A. C. 2010. Climatologia de precipitação no estado do Amapá e mecanismos climáticos de grande escala. In: CUNHA, A.C.; SOUZA, E. B.; CUNHA, H. F. A. **Tempo, clima e recursos hídricos: resultados do Projeto REMETAP no estado do Amapá** – Macapá – IEPA, p. 177-195.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do Rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia**, Sér. Zool., 96(2): 197 – 204.

TAKIYAMA, L. R.; CUNHA, A. C.; SILVA, M. S.; MARTINS, M. H. A.;RODRIGUES, L. J. C.; AVELAR, S. B.; DIAS, R. 2007. **Subsídios à Gestão de Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Matapi**. Macapá: IEPA/GERCO. Relatório Técnico.

TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTINI, R.; RODRIGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes**, 51: 399-410.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDOFF, T., 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology Technology,** 48(1): 91–108.

THOMPSON, A. R.; PETTY, J. T.; GROSSMAN, G. D. 2001. Multi-scale effects of resource patchiness on foraging behaviour and habitat use by longnose dace, *Rhinichthys cataractae*. **Freshwater Biology**, 46: 145–160.

THUILLER, W. 2003. BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. **Global Change Biology**, 9: 1353–1362.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. p. 01 – 22. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. e PERES-NETO, P. R. (Ed.) **Ecologia de peixes de riacho.** Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro. 260p.

CAPÍTULO 3.
A ICTIOFAUNA COMO INDICADORA DO ESTADO ECOLÓGICO DE UM TRIBUTÁRIO DA MARGEM ESQUERDA DO RIO AMAZONAS, AMAZÔNIA ORIENTAL.

Luis Mauricio Abdon da Silva[1,2] & Marcos Tavares-Dias[3]

[1]Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá. Pesquisador, Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Núcleo de Pesquisas Aquáticas. luis.abdon13@gmail.com

[2] Pesquisador, Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Núcleo de Pesquisas Aquáticas.

[3]Pesquisador, Embrapa Amapá, Laboratório de Aquicultura e Pesca. marcos. tavares@embrapa.br

RESUMO
O objetivo deste estudo foi identificar alterações nos atributos ecológicos da ictiofauna em quatro áreas ao longo do rio Matapi que pudessem refletir o estado ecológico e inferir sobre possíveis perturbações decorrentes do uso e ocupação do rio. Para obtenção dos peixes, foram utilizadas redes de espera padronizadas com tamanhos de malha entre nós adjacentes de 1,5 a 10,0cm e altura de1,5m, espinhel, tarrafas e linha de mão. Modelos matemáticos como log-normal, série geométrica, log-serie e broken stick foram calculados com os dados de abundância da ictiofauna em cada área. Foram aplicadas também análise de curvas K dominância e ABC, bem como análise de tamanho. Os resultados das curvas ABC e K-dominância demonstraram que a área 1 foi a mais equilibrada em termos ecológicos e que a sazonalidade influenciou as áreas 2 e 3 com relação aos valores de W. A sazonalidade também influenciou a área 4 com relação a curva K-dominância. O modelo log-normal ajustou-se a todas as áreas. Os comprimentos foram maiores nas áreas 1 e 4, enquanto que os menores foram das áreas 2 e 3, características típicas de comunidades de áreas perturbadas. Os resultados demonstraram que, tanto os índices ecológicos, curvas K-dominância e ABC, quanto os modelos espécie abundância e análise de tamanho são ferramentas que podem ser aplicadas de forma satisfatória aos estudos de comunidades. De uma forma geral todas as áreas foram consideradas como moderadamente perturbadas, pois alternaram algum tipo de análise. A área 1 aparentou ser a menos perturbada, pois as espécies adaptam-se as marés diárias, apesar da grande movimentação de barcos e pesca no local.

Palavras-chave: ictiofauna; atributos ecológicos; modelos espécie-abundância; Brasil.

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas respondem às perturbações naturais ou antropogênicas de formas variadas. Na perturbação natural, os organismos parecem adaptarem-se às transformações ocorridas (PETESSE *et al*., 2007), mas as perturbações antropogênicas interagem de maneira mais complexa e, na maioria das vezes, compromete a sobrevivência de várias espécies. Em ecossistemas aquáticos, os efeitos das pressões ambientais artificiais raramente podem ser eficazmente avaliados usando apenas variáveis físicas e químicas como medidas indiretas da integridade biótica, assim devem ser avaliados usando também medidas da biota aquática (FAUSH *et al*.,1990).

Rios têm um importante papel na biosfera como condutores de nutrientes, sedimentos, fragmentos de madeiras e organismos do continente para o mar. São usados pelos humanos para transporte, pesca, geração de energia, abastecimento doméstico de água, industrial e agropecuário (PETTS, 1989). Esses suportam também comunidades ecológicas únicas e complexas, e muitas vezes influenciam a estrutura e o funcionamento do ecossistema terrestre circundante. Assim, atualmente, devido a grande importância da água doce para o homem, os ecologistas tem sido cada vez mais solicitados a avaliar ou monitorar a "saúde", "status" ou "condição" dos rios (BAILEY *et al*., 2004).

Comunidades de organismos e as condições ambientais são medidas diretas e eficazes para investigar o status ecológico de um corpo hídrico (MORRISON, 1986; FAUSH *et al*.,1990; DENNISON, *et al*., 1993; POTAPOVA *et al*., 2005). Os sistemas hídricos são, geralmente, produtos de milênios moldados a fatores biológicos, climáticos, geológicos e químicos. A biota de corpos hidricos pode indicar possíveis alterações ambientais provocadas pelo homem ao longo do tempo (MARQUES, *et al.*, 2002, TUNDISI, 2003). Porém, no Brasil, por mais de um século a gestão dos recursos hídricos tem sido ineficiente devido ao foco principalmente na qualidade fisico-química de suas bacias hidrográficas.

Quando ocorre alteração na paisagem em torno de nascentes fluviais, a vida em trechos mais ajusantes geralmente é afetada (KARR & CHU, 1999). Estudos relacionando a estrutura da comunidade de peixes e degradação ambiental causada por influência antropogênica relatam alterações na riqueza, diversidade, abundância e tamanho das espécies (GOLDSTEIN, 1981; KARR *et al*., 1985; STEEDMAN, 1988; ROTH *et al*., 1996; LAMMERS & ALLAN, 1999; SCHLIEGER, 2000; WAITE & CARPENTER, 2000; MEADOR & GOLDSTEIN, 2003). Assim, atributos ecológicos

como riqueza e diversidade de espécies têm sido parâmetros frequentemente utilizados na avaliação da qualidade ambiental, indicando indiretamente pressões antropogênicas que a área avaliada pode estar sendo submetida. No entanto, a utilização somente da riqueza e a diversidade é deficitária, necessitando também de outras informações ecológicas a respeito da comunidade estudada, para uma avaliação mais completa (MAGURRAN, 2004).

Uma das formas de avaliar a comunidade e inferir sobre o estado ecológico do ecossistema hídrico estudado é através do ajuste da distribuição da abundância de espécies, incluindo peixes, usando quatro modelos ecológicos clássicos, tais como o modelo da vara quebrada ou "broken stick", modelo log-normal, log-serie e o modelo geométrico (MAGURRAN, 2004). Outro método para identificar mudanças no padrão do posicionamento das curvas de abundância e biomassa das espécies tem sido a curva ABC e o k-dominância (GRAY *et al*., 1988; GRAY, 1989; WARWICK & CLARKE, 1991; NORRIS & THOMS, 1999; MAGURRAN, 2004; PAGOLA-CARTE, 2004). Tais métodos têm sido frequentemente utilizados para avaliar o estado ecológico de comunidades de peixes e seu habitat em diferentes ecossistemas devido sua eficiência (ANDREWS & RICKARD, 1980; ARAUJO *et al*., 2000; BERVOETS *et al*., 2005; VIEIRA & SHIBATA, 2007; OLIVEIRA & TEGERINA-GARRO, 2010).

Todavia, pouco se conhece sobre a ictiofauna do rio Matapi, um importante tributário do Rio Amazonas no Norte do Brasil, bem como seu status ecológico. Assim, o objetivo deste estudo foi investigar o status ecológico do rio Matapi, na região da Amazônia oriental (Brasil) e inferir sobre o uso e ocupação do homem.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O rio Matapi, afluente da margem esquerda do rio Amazonas, nasce na região central do Estado do Amapá, sentido Noroeste-Sudeste, desaguando no estuário amazônico, próximo ao município de Santana, mas estabelece divisas naturais entre três municípios Santana, Macapá e Porto Grande (Figura 1). Ao longo do rio há cerca de 20 pequenas comunidades que vivem principalmente da pesca artesanal e agropecuária familiar (TAKIYAMA *et al*., 2007). Diariamente, é inundada pelas marés do rio Amazonas, pois sua geomorfologia é caracterizada por Planície Costeira do Sul do Estado do Amapá (SANTOS & FIGUEIRA, 2004; TAKIYAMA *et al*., 2007).

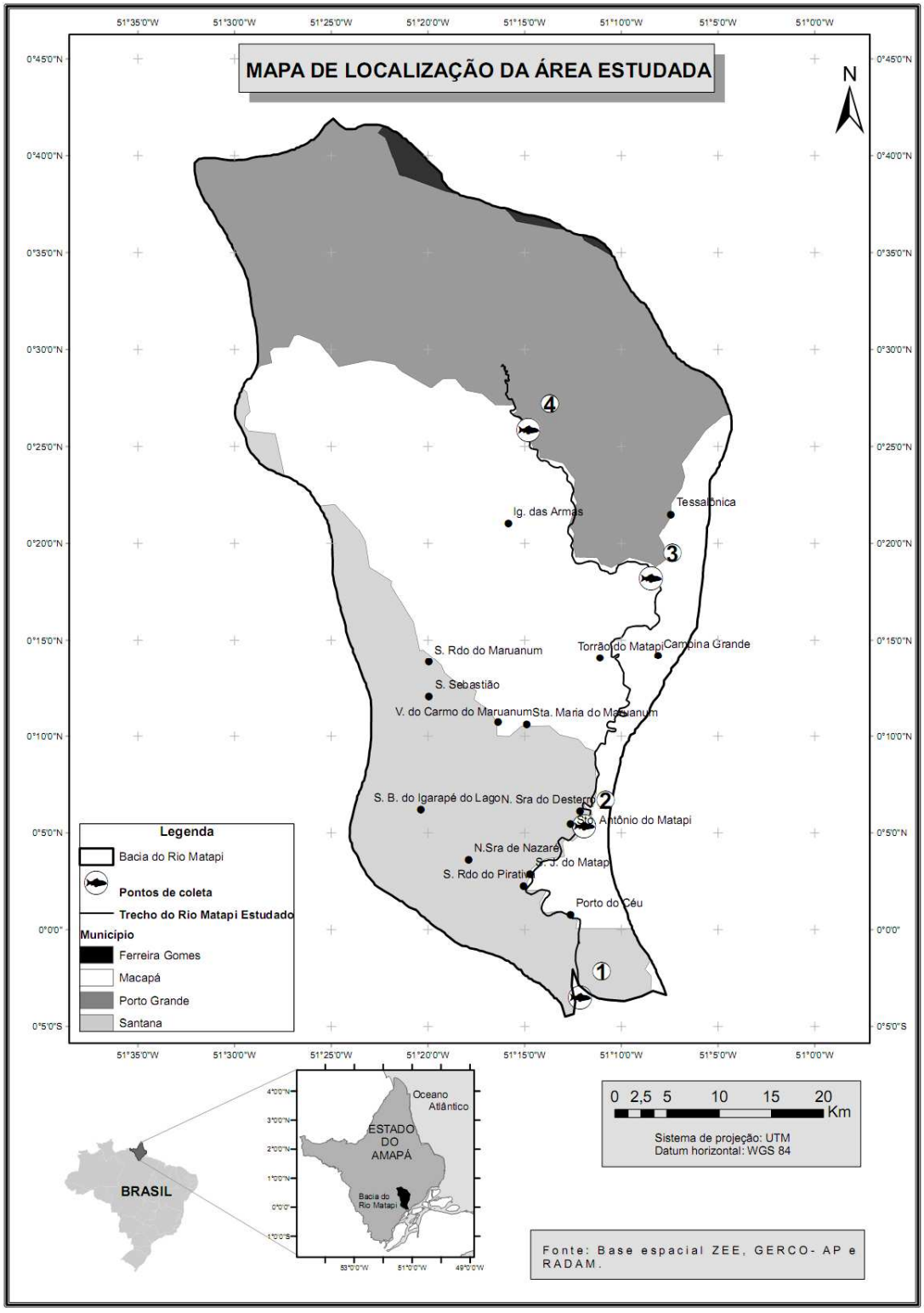
Quatro áreas foram determinadas ao longo do rio Matapi para análise do status ecológico (Figura 1) e suas características físicas também avaliadas (profundidade, largura do rio e tipo de vegetação predominante), seguindo metodologia recomendada por Takiyama *et al*. (2007). A área 1 (A1), região da foz do rio Matapi, na confluência com o rio Amazonas sofre contínuo processo de modificação de paisagem com a dinâmica das marés diárias do rio Amazonas, associada aos processos de erosão e acreção de sedimentos. A vegetação predominante é constituída por macrófitas aquáticas e possui cerca de 400 residências ao seu redor. A atividade de navegação é intensa, devido a concentração de empresas transportadoras de pequeno e médio porte para transporte de gêneros alimentícios e produtos madeireiros. Outras atividades produtivas estão relacionadas com extrativismo animal e vegetal, piscicultura e agropecuária familiar. Possui uma profundidade variando de 4 a 10 m e largura de aproximadamente 500 m de comprimento.

A área 2 (A2), distante cerca de 30 km da foz do rio Matapi, ainda apresenta influência das marés do rio Amazonas e sua vegetação predominante é floresta de várzea. Tem profundidade variando de 3 a 6 m, largura de 150 m e cerca de 300 residências ao seu redor. Nessa área, a navegação é menos intensa que na área 1, com embarcações de pequeno porte, com atividades produtivas de extrativismo animal e vegetal, agropecuária e piscicultura familiar.

A área 3 (A3) está distante de 65 km da foz do rio Matapi, possui pouca influência de marés, ocorrendo principalmente no período chuvoso. Tem profundidade de 50 m, largura de 2-4 m e mais de 160 residências ao seu redor. A vegetação predominante também é floresta de várzea e há existência do extrativismo animal e vegetal, bem como da agropecuária familiar. A navegação é intensa que na área 1, como embarcações de pequeno porte para recreação.

Área 4 (A4) está distante da foz do rio Matapi, cerca de 90 km, assim a influência da maré do rio Amazonas é quase imperceptível. A largura do rio é menor que 20 m, profundidade varia de 1 a 3 metros e a vegetação predominante é floresta de várzea, mas há acentuada alteração da vegetação em decorrência do plantio de *Eucaliptus* spp e *Pinus* spp. Possui mais de 70 residências ao seu redor e navegação limitada pelas dimensões do canal do rio. Nessa região, ocorre extrativismo vegetal e mineral de classe II (Areia, Seixos) e agropecuária familiar.

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e áreas de coleta dos peixes no Rio Matapi, Norte do Brasil.



2.2. Procedimentos de coleta dos peixes

As campanhas de campo foram bimestrais (março, maio, julho, setembro e novembro de 2012 e janeiro, março e agosto de 2013) ocorreram ao longo do rio Matapi no trecho de aproximadamente 90 km divididos em 4 áreas, como descrito anteiormente. Os apetrechos de coletas utilizados foram rede malhadeiras de várias malhas (20, 25, 30, 35, 40, 70 mm entre nós), matapi, tarrafa, linha de mão e espinhel, em um raio de 1000 metros. Considerando todos os meses de coleta e os quatro pontos, foi realizado um total de 31 amostragens, pois no mês de novembro de 2012 não houve coleta na área 4.

As coletas foram conduzidas em dois períodos sazonais (estiagem e chuvoso), determinados pela análise o regime de pluviosidade de 2000 a 2012, de acordo com dados do Instituto Nacional de Meteorologia disponível em *www.inmet.gov.br*. O período de estiagem foi definido pelos meses julho, setembro e novembro de 2012 e agosto de 2013 e período chuvoso, os meses de março e maio de 2012, e janeiro e março de 2013.

As malhadeiras foram colocadas paralelamente a margem do rio em locais indicados por pescadores sempre ao amanhecer e retiradas ao entardecer, num intervalo de duas horas eram feitas despescas, perfazendo um total de 12 horas de pesca. Em alguns locais por problemas logísticos as redes eram retiradas antes. No geral em média as redes ficaram 8 horas dentro da água.

O espinhel de fundo foi iscado com pedaços de peixes e dispostos no canal principal do rio, seguindo o mesmo horário das malhadeiras, bem como as armadilhas denominadas matapi (10) iscadas com babaçu e pedaços de peixes.

Concomitante a colocação das redes, matapis e do espinhel, outro pescador lançava tarrafas próximo as outras artes de pesca, totalizando 20 lances durante o dia. No barco mais quatro pessoas utilizavam linhas de mão com anzóis pequenos e utilizando camarão, charque, frango e peixes como isca, num intervalo de seis horas.

Os peixes coletados foram etiquetados, acondicionados em sacos plásticos e conservados em formol 10% e transportados para Laboratório do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Macapá. No laboratório os peixes foram identificados ao nível mais específico possível utilizando chaves de identificação taxonômicas. Um espécime de cada espécie foi depositado na Coleção de Ictiologia do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Amapá.

2.3. Análises de dados

O status ecológico da ictiofauna, em cada área, foi avaliado usando estimativas de curvas espécie-abundância (Whittaker-Plots), curva k-dominância, curvas ABC, modelos de organização de comunidade por distribuição de abundância: Série Geométrica, Log Série, Log Normal e Broken Stick (MAGURRAN, 2004). Tais análises foram usadas para classificar o status ecológico da ictiofauna do Rio Matapi nas seguintes categorias:

1) Comunidade equilibrada, quando a ictiofauna apresenta homogeneidade na distribuição da abundância das espécies; curva k-dominância inferior em comparação com a de outras áreas estudadas; as curvas ABC de biomassa superior a da abundância; melhor ajuste aos modelos Broken Stick e LogNormal;

2) Comunidade moderadamente desequilibrada, quando ocorre um grupo intermediário de espécies dominantes com alta abundância; as curvas ABC se sobrepõe; há curva k-dominância intermediária entre as áreas estudadas e um melhor ajuste ao modelo LogSérie e LogNormal, e

3) Comunidade desequilibrada, quando ocorre um grande grupo de espécies dominantes em abundância, com um grupo intermediário de abundância média e um grupo pequeno com baixa abundância; curvas ABC apresentando curva da abundância superior à de biomassa; há curva k-dominância elevada e melhor ajuste ao modelo Serie Geométrica (MAGURRAN, 2004).

As curvas espécie-abundância (Wittaker-plots) foram construídas para cada área amostral, plotando graficamente a abundância e o rank das espécies. As curvas ABC foram construídas usando o software PRIMER (versão 6.0) para verificar os padrões de dominância, variação da estrutura em peso (biomassa) e abundância (número de indivíduos) da ictiofauna em cada área do rio Matapi, obtendo-se a parâmetro W, que é positivo quando há dominância em peso e negativa em caso de dominância em número de indivíduos, indicando perturbação através de mudanças no padrão de dominância das espécies (MAGURRAN, 2004).

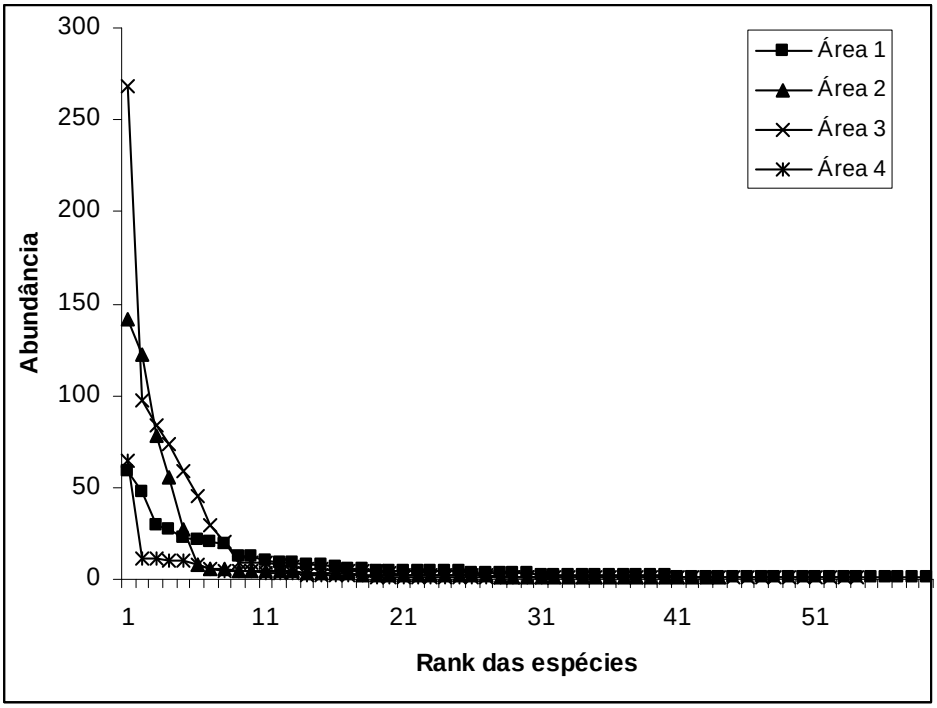
3. RESULTADOS

No rio Matapi foram coletados 105 espécies de sete ordens; Characiformes (70,2%), Perciformes (17,2%), Siluriformes (8,8%), Clupeiformes (1,7%), Tetraodontiformes (1,6%), Gymnotiformes (0,2%) e Beloniformes (0,05%) dividido em

27 famílias. Mas, houve predominância de três famílias, pois Serassalmidae correspondeu a 25,1% dos peixes coletados, Characidae 22,3% e Cichlidae 11,9%. A região da foz (A1) apresentou a maior riqueza de espécies (59 espécies), seguido pela área 3 (54), área 2 (44) e área 4 (31). A família com maior número de espécie foi Cichlidae (21 espécies), seguida por Loricariidae com 13 espécies. As espécies mais representativas na captura total, considerando todas as áreas estudadas juntas, foram *Mettynnis lippincottianus* (22,46%), *Curimata incompta* (11,89%) e *Astyanax bimaculatus* (10,99%). Mais detalhes sobre a composição da ictiofauna no capítulo 1.

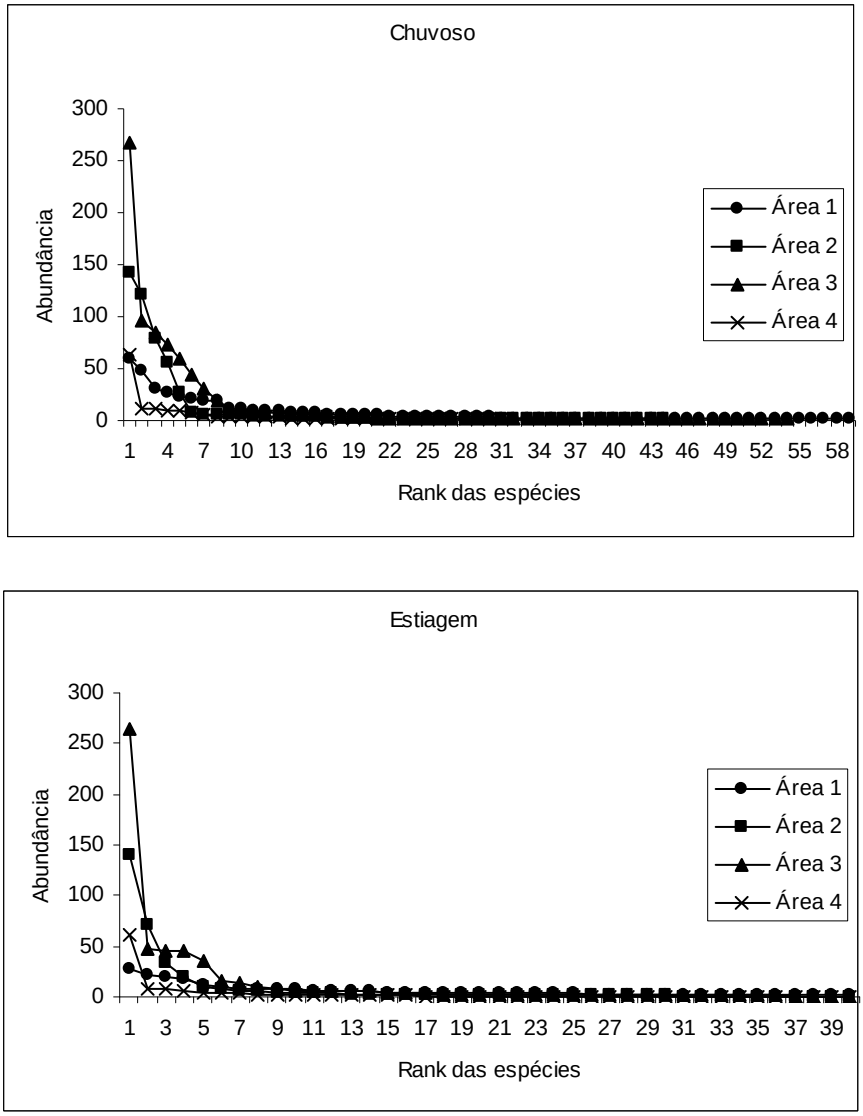
A curva espécie-abundância mostrou que em todas as áreas ocorreram poucas espécies com alta abundância, além de um pequeno grupo com espécies de abundância intermediária e um grande grupo constituído por espécies com baixa abundância (Figura 2). Quando analisados por períodos, as curvas espécie-abundância revelaram o mesmo padrão dos dados gerais (Figura 3).

Figura 2. Curva espécie-abundância da ictiofauna do Rio Matapi, Amazônia oriental (Brasil).



A inclinação da curva das áreas 2 e 3 foi superior, indicando baixa equitabilidade nos dois períodos. A inclinação da curva da área 4 foi a mais inferior no período chuvoso o que sugere maior equitabilidade, enquanto que na estiagem uma única espécie (*Moenkhausia lepidura*) foi responsável pela elevação da curva, determinando assim uma baixa equitabilidade. A área 1 apresentou curvas inferiores nos dois períodos, mostrando ser mais equitativas (Figura 4).

Figura 3. Curva espécie-abundância da ictiofauna o Rio Matapi, Amazônia oriental (Brasil), para os períodos sazonais.

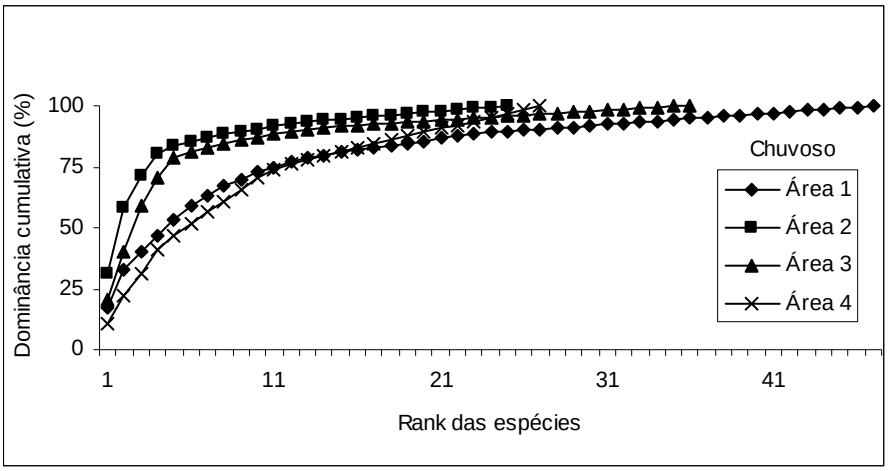


As análises das curvas ABC da ictiofauna de cada área, considerando todo o período de estudo, mostraram que a abundância das assembleias das áreas 2, 3 e 4 (W = -0,076; W = -0,042; W = -0,218, respectivamente) foi superior à biomassa, indicando uma comunidade dominada por indivíduos de pequeno porte, o que pode ser indicativo de perturbação na comunidade de peixes em áreas com elevado uso e ocupação. Na área 1 (W = 0,029), observou-se uma sobreposição das curvas, indicando ambiente pouco perturbado (Figura 5).

Comparando sazonalidade da ictiofauna, a área 1, mostrou curvas sobrepostas nos dois períodos (W = 0,041 no período chuvoso e 0,092 no período de estiagem). Na área 4, as curvas de abundância foram maiores que as de biomassa para os dois períodos (W

= -0,051 para o período chuvoso e -0,239 para o período de estiagem). Já para as áreas 2 e 3, o comportamento foi diferente, na estiagem, a curva de abundância foi superior a de biomassa (W = -0,081 e -0,239 respectivamente), enquanto que no período chuvoso, a situação foi de sobreposição das curvas (W = 0,013 e 0,006 respectivamente), isto nos indica que a ictiofauna dessas duas áreas é influenciada pela sazonalidade.

Figura 4. Curva sazonal k-dominância das áreas ao longo do Rio Matapi



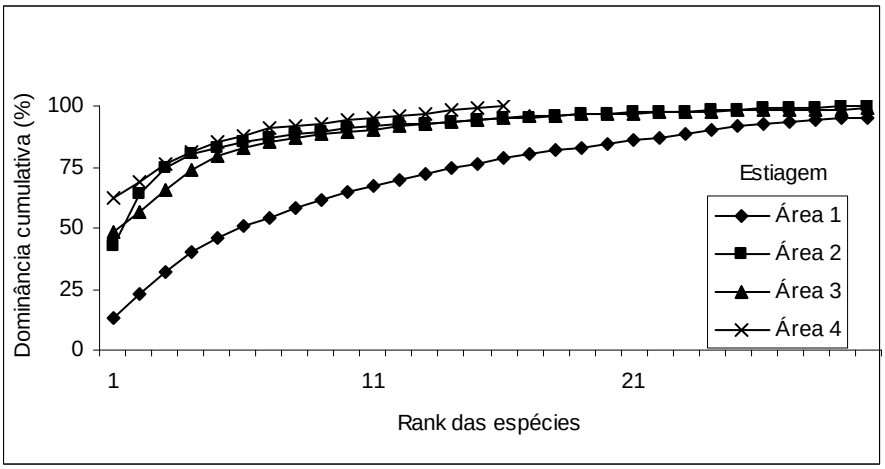
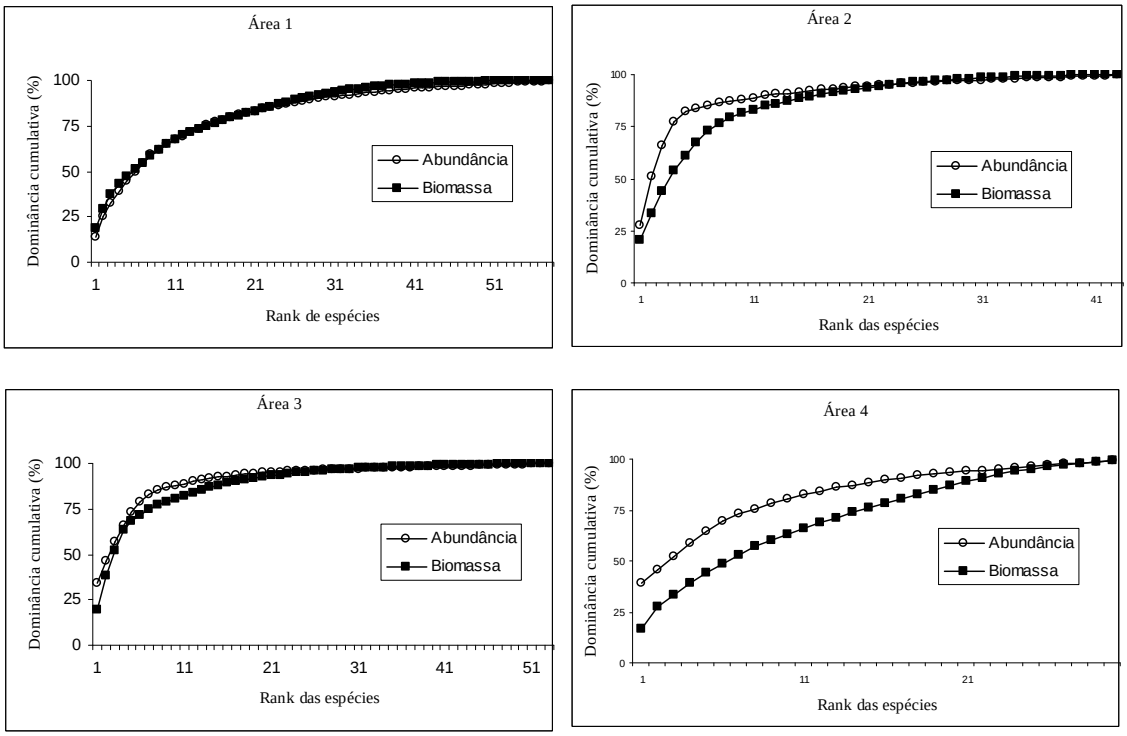


Figura 5. Curvas de abundância e biomassa (ABC) da ictiofauna capturada ao longo do Rio Matapi.



A análise verificada pelo modelo Série Geométrica mostrou que este modelo não se ajustou de forma satisfatória em nenhuma área. O ajuste do modelo Log Serie demonstrou boa aderência aos valores observados da ictiofauna apenas das áreas 1 e 4, ressaltando melhor ajuste obtido para a assembléia da área A1, em relação à área 4 (Tabela 1). O modelo Log Normal foi bem ajustado em todas as áreas. O modelo Broken Stick não se ajustou a nenhuma área.

Tabela 1. Ajuste dos modelos espécies abundância para a ictiofauna de cada área ao longo do rio Matapi.

Áreas	Abundância observada	Abundância estimada	X^2	p valor (α = 0,05)	Ajuste ao modelo
Série Geométrica					
Área 1	420	420,001	134,295	p < 0,05	Não
Área 2	516	515,99	608,496	P < 0,05	Não
Área 3	792	792,001	1030	P < 0,05	Não
Área 4	164	164	179,367	P < 0,05	Não
LogSérie					
Área 1	59	58,67	1,56	p = 0,91	Sim
Área 2	44	44,03	21,06	P < 0,05	Não
Área 3	54	54,04	45,24	P < 0,05	Não
Área 4	35	33,57	58,49	P < 0,05	Não
LogNormal					
Área 1	59	59	2,96	P = 0,71	Sim
Área 2	44	43,99	7,66	P = 0,36	Sim
Área 3	54	54	6,54	P = 0,59	Sim
Área 4	35	33,48	3,79	P = 0,58	Sim
Broken Stick					
Área 1	59	55,01	29,11	P < 0,05	Não
Área 2	44	42,19	594,4	P < 0,05	Não
Área 3	54	52,21	1888	P < 0,05	Não
Área 4	35	28,85	37,46	P < 0,05	Não

4. DISCUSSÃO

De uma forma geral as assembléias em todas as áreas tiveram uma equitabilidade intermediária demonstrado pelas curvas espécie-abundância no geral e entre os períodos sazonais. Os ambientes ditos equilibrados ecologicamente ou não perturbados por atividades antrópicas são ecossistemas capazes de manter uma comunidade biótica com alta riqueza de espécies, composição e equitabilidade, bem como uma organização trófica balanceada (KARR & DUDLEY, 1981).

As variações da composição e abundância de espécies em comunidades de peixes estão relacionadas com a estrutura de seus habitats e com a disponibilidade de alimento. A forma como a comunidade está estruturada, em determinado ecossistema, dá indícios da situação ambiental do local, refletindo a sua integridade ecológica e servindo como um método de avaliação do seu status ecológico, indicando uma medida agregada das

pressões antropogênicas que o ecossistema pode está sofrendo (BARBOUR *et al*. 1999; JARAMILLO-VILLA & CARAMASCHI, 2008).

Geralmente se relaciona agressão à integridade ambiental com decréscimo de diversidade, riqueza de espécies e equitabilidade, em consequência do aumento na dominância de espécies oportunistas. No entanto, teorias sobre a influência de distúrbios não naturais na diversidade sugerem que, em situações de estresse mínimo, a diversidade diminui devido à exclusão causada pela competição interespecífica. Com o aumento dos níveis ou frequência dos distúrbios, a competição é reduzida resultando em um aumento da diversidade, até que grandes aumentos nos níveis ou frequência dos distúrbios passem a eliminar as espécies por estresse elevado, levando novamente a uma diminuição na diversidade. Assim, situações intermediárias de integridade ambiental são aquelas que retratam os maiores níveis de diversidade (HUSTON, 2002; CONNELL *et al*., 2004). Baseado na análise de espécie-abundância podemos inferir que as áreas estão moderadamente perturbadas.

As análises das curvas de porcentagem cumulativa de abundância e biomassa por espécies ordenadas corroboraram as observações levantadas por Connell *et al*. (2004) e Huston (2002), no que diz respeito à integridade ambiental, pois as áreas do rio Matapi encontram-se moderadamente perturbadas. Este resultado supostamente parece indicar que ainda há pouco problema decorrente da antropização na região estudada. Falcão *et al*. (2008) utilizando características da comunidade íctica para avaliar a qualidade ambiental no complexo estuarino de Paranaguá, também indicaram que em um primeiro momento as análises podem demonstrar que não há comprometimento ambiental do local. Por outro lado, os autores destacam que em longo prazo os problemas poderam ser detectados.

A estatística W da relação abundancia/biomassa apresentou-se negativa em todos as áreas, exceto na área 1, indicando perturbação na ictiofauna provocado por interferência antrópica ou natural, mesmo não sendo significativas entre as áreas 2, 3 e 4. Por outro lado, foi negativo no período de estiagem, o que demonstra, aparentemente, haver impacto decorrente do uso. Falcão *et al*. (2008) argumentam que essa normalidade não deve ser atribuída à mudança temporal no efeito da degradação ambiental, na maioria das vezes efeito crônico, com eventuais picos característicos de efeitos agudos. Os autores apontam que esta provável mudança na relação não estaria indicando uma atenuação do estresse ambiental, mas sim que a entrada de um grande número de recrutas, estaria causando consequente reversão da relação número/peso.

Dificuldades encontradas na utilização da curva ABC para investigar a integridade ambiental por meio de comunidade de peixes também tem sido documentada em alguns estudos. Galves *et al*. (2007), por exemplo, observaram que alguns riachos na região do Parque Estadual Mata do Godoy, (Londrina – PR), apresentaram evidencias de estresse ambiental associadas à fragmentação da vegetação ciliar e a uma maior deposição de matéria orgânica que favoreceu o surgimento de espécies oportunistas. Otero *et al*. (2006), por outro lado, investigando a relação abundância/biomassa na baia de Antonina e Paranaguá (PR), observaram que na maioria dos meses a curva de abundância superou a curva de biomassa. Porém não relacionaram seus resultados com a integridade ambiental, pois o padrão das curvas aparentemente estava correlacionado à ocorrência de juvenis e à seletividade dos artefatos de pesca utilizados sobre os indivíduos menores. Da mesma forma, Jung e Houde (2003) encontraram que a relação abundância/biomassa esteve diretamente relacionada à ocorrência de juvenis de peixes em áreas rasas da Baía de Chesapeake (EUA). Em sua pesquisa os autores não puderam ignorar a influência da arte de pesca utilizada sobre o tamanho dos indivíduos capturados.

Os problemas na interpretação das curvas ABC demonstram que talvez esse método isoladamente não seja a melhor forma para avaliar a integridade ambiental do rio Matapi. A metodologia sozinha não é suficiente para um diagnóstico, mas é promissora quando analisada com outros indicadores ecológicos (OTERO *et al*., 2006; FALCÃO *et al*., 2008).

Nenhuma das comunidades nas quatro áreas se ajustou aos dados de abundância ao modelo Série Geométrica. Este modelo geométrico é esperado em comunidades simples, de poucas espécies, submetidas a um fator fortemente restritivo, com maior abundância em relação à biomassa e alta dominância de um grupo de espécies (MAGURRAN, 2004), caracterizando comunidades dominantes e perturbadas. Além disso, todas as comunidades se ajustaram ao modelo Log Normal. Hill e Hamer (1998) ponderam que a não distribuição Log normal pode ser considerada como uma medida instantânea de distúrbio ambiental. Uma melhor condição para a ictiofauna seria se todas se ajustassem ao modelo Broken Stick, mas nenhuma atendeu ao modelo.

Considerando os resultados, conclui-se que, apesar do uso e ocupação ao longo do rio, as áreas ainda apresentam condições ambientais satisfatórias, que necessariamente devem ser mantidas para garantir a conservação da ictiofauna do rio Matapi.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia (SETEC) pelo apoio financeiro na execução deste projeto (Processo: 35.000.061/2012). Ao CNPq pela bolsa PQ concedida a Tavares-Dias, M.

REFERÊNCIAS

ANDREWS, M. J.; RICKARD, D. G. 1980. Rehabilitation of the inner Thames estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 11: 327-332.

ARAÚJO, F. G.; WILLIAMS, W. P.; BAILEY, R. G. 2000. Fish assemblages as indicators of water quality in the Middle Thames Estuary, England (1980-1989). **Estuaries**, 23: 305-317.

BAILEY, R. C.; NORRIS, R. H.; REYNOLDSON, T. B. 2004. **Bioassessment of freshwater ecosystems-using the reference condition approach**. Kluwer Academic Publishers, Boston. 170p.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Second edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.

BERVOETS, L.; KNAEPKENS, G.; EEN, M.; BLUST, R. 2005. Fish community responses to metal pollution. **Environmental Pollution**, 138: 338-349.

CONNELL, J. H.; HUGHES, T. P.; WALLACE, C. C.; TANNER, J. E.; HARMS, K. E.; KERR, A. M. 2004. A long-term study of competition and diversity of corals. **Ecological Monographs**, 74(2): 179-210.

DENNISON, W. C.; ORTH, R. J.; MOORE, K. A.; STEVENSON, J. C.; CARTER, V.; KOLLAR, S.; BERGSTROM, P. W.; BATIUK, R. A. 1993. Assessing water quality with submerged aquatic vegetation. **BioScience**, 43: 86 – 94.

FALCÃO, M. G.; PICHLER, H. A.; FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; BARRIL, M. E.; ARAÚJO, K. C. B.; GODEFROID, R. S. 2008. A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do complexo estuarino de Paranaguá, Brasil. **Cadernos da Escola de Saúde Ciências Biológicas**, 1: 1-16.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium** (8), Bethesda, Maryland, USA, 123-144.

GALVES, W.; JEREP, F. C.; SHIBATTA, O. A. 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 2(1): 55-65.

GOLDSTEIN, I. S. 1981. **Organic Chemical from Biomass**. Boca Raton: CRC Press.

GRAY, J. S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. **Biology Journal Linnology Society**, 37: 19-32.

GRAY, J. S.; ASCHAN, M.; CARR, M. R.; CLARKE, K. R.; GREEN, R. H.; PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R.; WARWICK, R. M. 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Lngesundfjord and in a mesocosm experiment. **Marine Ecology Progress Series**, 46: 151-165.

HILL, J. K; HAMER, K. C. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. **Journal of Applied Ecology**, 35: 458–460.

HUSTON, M. A. 2002. **Biological Diversity: The coexistence of species on changing landscapes**. United Kingdom: Cambridge University Press. 671p.

JARAMILLO-VILLA, U, CARAMASCHI, E. P. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, vol. 12, no. 3, p.442-462.

JUNG, S.; HOUDE, E. D. 2003. Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 58(2): 335-351.

KARR, J R.; HEIDINGER, R. C.; HELMER, E. H. 1985. Sensitivity of the index of biotic integrity to changes in chlorine and ammonia levels from wastewater treatment facilities. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, 57:912-915.

KARR, J. R.; CHU, E. W. 1999. **Restoring life in running waters-better biological monitoring**. Island Press, Washington D.C.

KARR, J. R; DUDLEY, D. R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, 5: 55-68.

LAMMERS, M.; ALLAN, J. D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. **Environmental Management**, 23: 257-270.

MAGURRAN, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p.

MARQUES, J. C.;. PARDAL, M. A.; NIELSEN, S. N.; JORGENSEN, S. E. 2002. Applications of holistic ecological indicators of ecosystem integrity: a case study in the Mondego Estuary. IN: PARDAL, M. A.; MARQUES, J. C.; GRAÇA, M. A. (editors). **Aquatic ecology of the Mondego River basin—global importance of local experience**. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal. 551 – 564.

MEADOR, M. R.; GOLDSTEIN, R. M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. **Environmental Management**, 31: 504-517.

MORRISON, M. G. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. **Current Ornithology**, 3: 429 – 451.

NORRIS, R. H.; THOMS, M. C. 1999. What is river health? **Freshwater Biology**, 41: 197-209.

OTERO, M. E. B.; SPACH, H. L.; QUEIROZ, G. M. L. N. D.; SANTOS, C.; SILVA, A. L. C. D. 2006. O uso de atributos das assembléias de peixes para avaliar a integridade biótica em hábitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. **Acta Biológica Paranaense**, 35(1-2): 69-82.

PAGOLA-CARTE, S. 2004. ABC method and biomass size-spectra: what about macrozoobenthic biomass on hard substrata? **Hydrobiologia**, 527: 163-176.

POTAPOVA, M.; COLES, J. F.; GIDDINGS, E. M. P.; ZAPIA, H. 2005. A Comparison of the Influences of Urbanization in Contrasting Environmental Settings on Stream Benthic Algal Assemblages. **American Fisheries Society Symposium**, 41: 333 – 359.

OLIVEIRA, M. P; TEJERINA-GARRO, F. L. 2010. Distribuição e estrutura das assembléias de peixes em um rio sob influência antropogência, locailizado no alto da bacia do Rio Paraná – Brasil Central. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 36 (3): 185-195.

PETESSE, M. L.; PETRERE-Jr, M.; SPIGOLON, R. J. 2007. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Brazilian Journal of Biology**, 67(3): 433-445.

PETTS, G. E. 1989. Perspectives for ecological management of regulated rivers: 3–24. IN: GORE, J. A.; PETTS, G. E. **Alternatives in regulated river management**. CRC Press, Boca Raton, Florida.

ROTH, N. E.; ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, 11:141-156.

SANTOS, V. F.; FIGUEIRA, Z. R. 2004. **Diagnóstico Sócio-ambiental participativo do setor costeiro estuarino do Estado do Amapá**. Macapá, MMA/GEA/IEPA. 315p.

SCHLEIGER, S. L. 2000. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in West Central Georgia. **Transactions of the American Fisheries Society**, 129: 1118-1133.

STEEDMAN, R. J. 1988. Modification and assessment of an index of integrity biotic to quantify stream quality in Southern Ontario. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 45: 492-501.

TAKIYAMA, L. R.; CUNHA, A. C.; SILVA, M. S.; MARTINS, M. H. A.; RODRIGUES, L. J. C.; AVELAR, S. B.; DIAS, R. 2007. **Subsídios à Gestão de Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do rio Matapi**. Relatório Técnico. Processo CNPq №. 504083/2003-1. IEPA. Macapá. 123p.

TUNDISI, J. G. 2003. **A água no Sécculo XXI: Enfrentando a Escassez**. Editora Rima, São Carlos.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, 7: 57-66.

WAITE, I. R.; CARPENTER, K. D. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette basin streams, Oregon. **Transactions of the American Fisheries Society**, 129(5):754-770.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. 1991. A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 71: 225-244.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando a lacuna no conhecimento referente ao estudo de peixes que ocorrem no Amapá, objetivou-se através deste estudo, aprimorar o conhecimento sobre a ictiofauna em quatro áreas ao longo do rio Matapi num trecho de aproximadamente 90 km. Os procedimentos de coleta foram eficientes na determinação dos objetivos propostos.

No capítulo 1, os atributos ecológicos estimados pelos modelos foi muito próximo ao observado e as curvas de rarefação revelaram suficiência amostral, principalmente na foz do rio. Por outro lado, nas outras áreas do rio as estimativas revelaram que não houve suficiência amostral, apesar de apresentar valores muito próximos entre o estimado e o observado, mas é necessário coletas adicionais em outros locais, mensais e com maior tempo, ao longo da bacia com as mesmas e outras artes de pesca para uma melhor estimativa e entendimento desses atributos.

No capítulo 2, a co-estrutura observada entre as variáveis ambientais e a assembléia de peixes, demonstrou que as áreas ao longo do rio Matapi, são caracterizadas por um gradiente ambiental, onde a transparência, a condutividade, a largura do rio e os sólidos suspensos tem grande influência na distribuição das espécies de peixes, assim como a sazonalidade. Também é necessário coletas adicionais em outros locais, mensais e com maior tempo, ao longo da bacia com as mesmas e outras artes de pesca bem como outros parâmetros ambientais, como sedimentos, oxigênio dissolvido, fitoplancton, nutrientes entre outros, aumentando assim as variáveis e desta forma inferir com mais acurácia a respeito da distribuição das espécies ao longo da bacia.

Enquanto no capítulo 3 a determinação do status ecológico, a partir do levantamento ictiofaunístico, demonstrou uma variação dependente da sazonalidade, principalmente nas áreas 2 e 3, isso pode atuar como indicador da qualidade de ecossistemas submetidos ao uso pela população residente influenciado pela maré. A aplicação de vários métodos em conjunto abordando a ictiofauna tem que ser levado em consideração, para melhor avaliar o status de um ambiente estudado. É necessário coletas adicionais em outros locais, mensais e com maior tempo, ao longo da bacia com as mesmas e outras artes de pesca e dados sobre relação peso-comprimento, reprodução, crescimento, alimentação e também dados socioeconômicos das comunidades presentes ao longo da bacia, desta forma poderemos relacionar os dados socioseconômicos com

dados ambientais e das espécies e assim inferir sobre as espécies indicadoras do ambiente e o status da bacia.

As informações sobre a assembléia de peixes que ocorreram no rio Matapi auxiliarão no entendimento ecológico das espécies, subsidiando informações para a avaliação dos estoques pesqueiros.

No entanto, no Estado do Amapá, trabalhos referentes ao estudo de peixes e sua relação com o ambiente, ainda são escassos, o que limita a utilização de metodologias padronizadas e a comparação com outras pesquisas. Assim, o presente estudo teve o intuito de contribuir para o conhecimento da ictiofauna e compreender sua relação com o ambiente. Nesta perspectiva, os dados obtidos no presente estudo, acrescentaram informações essenciais para o conhecimento das espécies de peixes do Amapá.