



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA - PPG/DB

**DINÂMICA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM BANCOS DE
MACROFITAS FLUTUANTES DO SISTEMA FLÚVIO – LACUSTRE DA
ÁREA DO CATALÃO, AMAZONAS, BRASIL**

Leandro Cortes Avila

MANAUS

2011



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA - PPG/DB

LEANDRO CORTES AVILA

**DINÂMICA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM BANCOS DE
MACROFITAS FLUTUANTES DO SISTEMA FLÚVIO – LACUSTRE DA
ÁREA DO CATALÃO, AMAZONAS, BRASIL**

**Plano de Dissertação apresentado à
Universidade Federal do Amazonas
como requisito para obtenção do
grau de Mestre pelo programa de
Pós – Graduação em Diversidade
Biológica, área de concentração
Biodiversidade Amazônica.**

ORIENTADOR: Dra. Cristina Motta Bührnheim

COORIENTADOR: Dra. Cláudia Pereira de Deus

MANAUS

2011

Agradecimentos

Primeiro que tudo quero agradecer infinitamente a Deus e a minha família por me dar a oportunidade de estudar no Brasil e por terem Fe em mim. A minha orientadora Cristina Motta Bührnheim por aceitar me orientar e fazer suas contribuições no documento. A minha querida coorientadora Claudia de Deus, por sua atenção e sua colaboração incondicional no mestrado e desde o primeiro momento que cheguei ao INPA, muito obrigado pela orientação e amizade!

A Gerley Dias Castro por me ajudar com os contactos para vir no Brasil muito obrigado, pois sem ele meu sonho de estar aqui não teria sido possível. Ao meu amigo de verdade Julio de Toledo, que sem saber quem era, me ajudou incondicionalmente desde o dia em que cheguei e pelas suas grandiosas contribuições e ajuda neste trabalho. Ao Dr. Jansen Zuanon, profissional incrível e admirável que contribuiu na identificação de alguns espécimes além de sua ótima amizade. Ao professor Dr. Roserval Galdino Leite por sua amizade e por me ajudar em resolver minha situação no Brasil desde o momento em que cheguei muito obrigado, e ao professor Jaydione Luiz Marcon pela sua grandiosa ajuda no mestrado.

À Universidade Federal do Amazonas UFAM pela oportunidade do mestrado e pela infra-estrutura, e a todos os professores do programa de Pós-Graduação de Diversidade Biológica PPG –DB pela ajuda na minha formação e amadurecimento. À CAPES pela concessão da bolsa de estudos. Ao INPA pela infra-estrutura do laboratório e por facilitar as coletas do projeto *Variação temporal de parâmetros bioecológicos da comunidade de peixes em área de várzea da Amazônia Central - Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática (CPBA)* as quais foram objeto neste estudo.

A Julio Do Vale, Izaias Fernandes pelas sugestões e dicas para a melhora do trabalho. a Cleber Duarte, Maria Dóris Escobar, George, Camila Couto e a todos meus colegas de mestrado pela amizade e animo que me deram durante o transcurso do meu estudo, muito obrigado e também a Tiago Pires colega do INPA ela tradução do resumo.

Finalmente quero lhes agradecer a todas aquelas pessoas que me ajudaram nos momentos difíceis que como estrangeiro passei no Brasil, nunca esquecerei deles pois sem esse apoio sincero e de coração não teria sido possível ficar um pouco mais tranquilo em Manaus.

Resumo

Nas planícies de inundação da região amazônica, uma grande porção das assembléias de peixes utiliza os bancos de macrófitas aquáticas como área de alimentação, reprodução, refúgio, berçário, e como meio dispersor. A intensidade e a variação do nível das águas influenciam consideravelmente na composição, riqueza e abundância das espécies em certas localidades. Foram analisados dados das assembléias de peixes de bancos de macrófitas da ilha do Xiborena durante os anos 2003-2007 com o intuito de compreender como as assembléias respondem às variações hidrológicas em escalas temporais inter e intra-anuais. Durante estes cinco anos foram capturados 40.302 exemplares de peixes de 197 espécies, sendo que os Characiformes compreenderam 51,77% dos indivíduos com 102 espécies. A biomassa total foi 58,37 kg, com os Characiformes representando 61,89% deste total. A espécie mais abundante foi *Moenkhausia lepidura* com 8.735 indivíduos e a espécie com maior biomassa foi *Schizodon fasciatus* (6,26 kg). Houve diferença significativa quanto à riqueza de espécies entre os períodos de águas altas (179 spp.) e águas baixas (131 spp.), porém as composições não foram significativamente diferentes ($p= 0,16$). Os valores de abundância total entre águas altas e baixas indicaram diferenças significativas (15.740 e 24.562 indivíduos respectivamente) ($p= 0,0049$) (variação intra-anual). Os valores de biomassa total no período de águas baixas foram maiores (29,6 kg) do que no período de águas altas (28,7 kg). A taxa de substituição de espécies (*Turnover*) foi alta, a composição das assembléias de peixes mudou especialmente entre os anos 2004 e 2005. Quanto à estabilidade, as assembléias de peixes na ilha do Xiborena foram altamente variáveis (coeficiente de variação= 78,01 %). A persistência das assembléias durante os cinco anos de estudos, medida pelo valor *W* de Kendall, corrobora esta observação – as assembléias sofreram variações ao longo dos anos. As assembléias de peixes da ilha do Xiborena são fortemente influenciadas pelo pulso de inundação, que apesar de ser um evento cíclico também está sob efeito de eventos estocásticos, tais como secas e/ou cheias mais pronunciadas, influenciando-as de maneira não previsível.

Abstract

In the Amazon floodplain a large proportion of fish assemblages use aquatic macrophytes as an area for feeding, reproduction, refuge, breeding and as a mean of dispersion. The intensity and variation of the water level considerably influenced the composition, richness and abundance of the species at certain localities. Analyzed data show the dynamic of the macrophyte fish assemblages from the Xiborena island during the years of 2003-2007, with the aim of comprehending how the fish assemblages respond to the hydrological variations in temporal scales, within and between years. During these five years 40,302 fish were captured of 197 species, with the Characiformes accounting for 51.77% of the individuals with 102 species. Total biomass was of 58.37 kg, being the Characiformes responsible for 61.89% of this amount. The most common species was *Moenkhausia lepidura* with 8,735 individuals and the species with higher biomass was *Schizodon fasciatus* (6.26 kg). There was significant difference between species richness between the high water (179 spp.) and the low water periods (131 spp.), however the composition as not significantly different ($p= 0.16$). The total abundance values between high and low water periods indicated significant differences (15,740 and 24,562 individuals respectively) ($p= 0.0049$) (within year variation). The total biomass values in the low water period were higher (29.6 kg) when compared with the high water period (28.7 kg). Species turnover was high, species composition changed especially between 2004 and 2005. Related to stability the fish assemblages were highly variable in the Xiborena island (coefficient of variation = 78.01%). The assemblage persistence during the five years of study (measured by Kendall's W) corroborates this observation – the assemblage experienced variations among the years. Xiborena island fish assemblages are highly influenced by the flood pulse, which despite being a periodic event is also under influence of stochastic events (such as more pronounced dry or wet periods), affecting the fish assemblages in an unpredictable way.

Sumário

1. Introdução	1
1.1. Objetivos	4
1.2. Hipóteses	5
2. Material e Métodos	5
2.1. Área de estudo	5
2.2. Coleta do material	7
2.3. Análise dos dados	9
3. Resultados	13
4. Discussão.....	27
5. Conclusões.....	32
6. Referências.....	33
7. Anexos.....	45

Lista de figuras

Figura 1. Área flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena [Modificado, Fonte: Santos et al.(2008)].	7
Figura 2. Pontos de amostragem na Ilha do Xiborena [Fonte: CENSIPAM (Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia). Carta Imagem – Órbita Ponto 231/062; Passagem 21/09/2008].	8
Figura 3. Níveis da água e períodos hidrológicos do rio Negro dos anos 2003 - 2007. [Fonte: Medições fluviométricas do Porto de Manaus (Bittencourt & Amadio, 2007)]	9
Figura 4. Valores de abundância total de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para cada um dos anos avaliados.	15
Figura 5. Abundância de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena nos períodos águas altas e baixas nos cinco anos de estudo.	15
Figura 6. Valores de biomassa total de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para cada um dos anos avaliados.	17
Figura 7. Biomassa de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena nos períodos águas altas e baixas nos cinco anos de estudo.	17
Figura 8. Curva de acumulação de espécies para valores de riqueza observados nos anos 2003 – 2007 no sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.	18
Figura 9. Curva de rarefação para os cinco anos de estudo do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.	19
Figura 10. Riqueza de espécies entre o período de águas altas e baixas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para os anos de 2003 -2007.	20
Figura 11. Taxa de substituição de espécies (<i>Species Turnover</i>) para as assembléias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 – 2007.	21

Figura 12. Valores de composição calculados por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para cinco anos de estudo no sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.....	22
Figura 13. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de águas altas (a) e baixas (b) baseado na composição de espécies de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003-2007.....	23
Figura 14. Valores de abundância calculados por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para cinco anos de estudo do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.....	24
Figura 15. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de águas altas (a) e baixas (b) baseado nas abundâncias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003-2007.....	25
Figura 16. NMDS baseado nas biomassas dos anos 2003 – 2007do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.....	26
Figura 17. NMDS para os valores de biomassa do período de águas altas (a) e baixas (b) do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 – 2007.....	26

Lista de Tabelas

- Tabela 1.** Número de exemplares das espécies mais abundantes nas assembléias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 – 2007 e suas respectivas porcentagens.....14
- Tabela 2.** Índices de diversidade para os valores das assembléias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 -2007.....19
- Tabela 3.** Taxa de substituição de espécies (*Species Turnover*) para os períodos de águas altas e baixas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.....21

Anexos

- Anexo 1.** Composição em percentagem das assembléias de peixes de bancos de macrófitas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena de 2003 a 2007.....46
- Anexo 2.** Espécies mais abundantes para período de águas baixas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para os anos de 2003 -2007.....52
- Anexo 3.** Espécies mais abundantes para período de águas altas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para os anos de 2003 -2007.....53
- Anexo 4.** Biomassa total das espécies mais abundantes no sistema da Ilha do Xiborena dentre os anos 2003-2007 e suas respectivas percentagens.....54

1. Introdução

A bacia Amazônica em seus sete milhões de km² possui uma grande variedade de ambientes aquáticos entre os quais se destacam praias, igarapés, rios e lagos de várzea (Lowe-McConnel, 1999). Estes últimos, ocorrendo na planície de inundação dos rios de águas brancas (Sioli, 1985; Goulding et al., 1988; Junk, 1997; Lowe-McConnel, 1999), caracterizam-se por ser um dos ecossistemas mais ricos da bacia Amazônica em termos de produtividade biológica promovida pelo aporte anual de sedimentos ricos em nutrientes trazidos dos Andes e pelo transbordamento dos rios (Junk, 1983; Sioli, 1985; Merona, 1990; Junk & Furch, 1993; Goulding et al., 1996). Além de ser um sistema altamente produtivo, possui a maior diversidade e abundância íctica de sistemas continentais de América do Sul (Schmidt, 1973; Mérona & Bittencourt, 1993; Henderson & Crampton, 1997; Reis et al., 2003 ; Lévêque et al., 2008).

Tendo sua origem no final do Pleistoceno e ocupando atualmente uma área de inundação de aproximadamente 300.000 km² (Junk & Furch, 1993), a várzea amazônica distingue-se também por ser um ambiente altamente dinâmico, na movimentação de sedimentos, alterando a conformação de lagos, canais e ilhas (Sioli, 1967; Junk, 1980; Albernaz & Costa, 2007). A variação do nível da água durante o período hidrológico é um dos principais fatores que influenciam as comunidades de organismos aquáticos presentes nos rios com planícies alagáveis (Junk, 1997; Bittencourt & Amadio, 2007), que durante a transição da fase terrestre à aquática fazem migrações à procura de áreas de alimentação, reprodução ou mesmo áreas de refúgio para conseguirem sobreviver até a próxima estação (Goulding, 1993; Junk, 1997).

Dentre estas comunidades, encontram-se também as macrófitas aquáticas, vegetais que desempenham diferentes e importantes funções nos sistemas amazônicos, por serem altamente produtivas (Lowe-McConnel, 1999; Santos Conserva et al., 2007; Padial et al., 2008) e participarem na ciclagem e estocagem de nutrientes (Esteves, 1998). As macrófitas aquáticas são responsáveis por influenciar fortemente a estrutura das assembléias de peixes de sistemas lacustres e de áreas alagáveis (Miranda et al., 2000; Agostinho et al., 2003; Slade et al., 2005; Agostinho et al., 2007).

Entre as distintas funções das macrófitas aquáticas na dinâmica das assembléias de peixes residentes e temporárias de áreas alagáveis, algumas são conhecidas tais como: proporcionarem micro-habitats que funcionam como berçário de peixes alevinos e jovens (Araújo-Lima et al., 1986; Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Goulding et al., 2003) e proverem ótimos locais de alimentação, abrigo e reprodução para diversas espécies (Junk et al., 1997; Pompeô et al., 1997; Leite, 2000; Meschiatti et al., 2000; Sánchez-Botero et al., 2007). Pelicice et al. (2008) e Pacheco & Da-Silva (2009) mencionam que as macrófitas aumentam a complexidade de habitats, e em outros

casos minimizam a competição entre espécies (Meerhoff et al., 2003). Schiesari et al. (2003) afirmam que macrófitas aquáticas também são excelentes dispersoras de anfíbios, peixes e de outros organismos, contribuindo desta maneira para a manutenção dos ecossistemas aquáticos, além de incrementar áreas de vida para diversas espécies (Petry et al., 2003; Chambers et al., 2008; Neiff et al., 2009). Estudos desenvolvidos com macrófitas aquáticas em lagos de várzea e planícies de inundação têm mostrado que peixes das ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes são os grupos de Ostariophysi dominantes em águas doces, especialmente na região Amazônica ocorrendo com maior frequência nestes ambientes (Araújo-Lima et al., 1986; Meschiatti et al., 2000; Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Schiesari et al., 2003; Sánchez-Botero et al., 2003; Freitas & Garcez, 2004; Neiff et al., 2009) e são fortemente influenciados pelo ciclo hidrológico e sazonalidade das águas (Junk, 1997).

Durante o último século os ecossistemas aquáticos têm sofrido fortes alterações devido às atividades antrópicas (Laurance et al., 2001; Junk & Piedade, 2004; Vieira et al., 2008; Wang et al., 2009), que juntamente com as mudanças climáticas refletidas nas temperaturas (Hansen et al., 2006), ciclo hidrológico (Fearnside, 2006ab), distribuição das chuvas e grandes flutuações nos níveis da água dos rios da bacia Amazônica (Junk, 1997) têm gerado fortes cheias e secas pronunciadas. Segundo Meggers (1994) e Nunes de Mello & Barros (2001) fortes alterações do período hidrológico já ocorreram na região Amazônica. Val & Almeida-Val (1995) mencionam que fenômenos periódicos, ou mesmo estocásticos, influenciam de diferentes formas os ecossistemas aquáticos, alterando suas características físico-químicas e, em uma escala temporal mais ampla, a evolução das espécies de peixes tropicais.

Apesar das secas e cheias serem perturbações naturais dos ecossistemas aquáticos, as mesmas são consideradas como um importante fator que estrutura as comunidades aquáticas (Lake, 2003). Matthews & Marsh-Matthews (2003) mostraram que os efeitos da seca podem ser detectados através do declínio nas populações de peixes, mudanças na composição da comunidade e na história de vida das espécies, entre outros. Porém, Magoulick & Kobza (2003) sugerem que estes efeitos podem estimular as migrações dos peixes, possibilitando o incremento do fluxo gênico ou mais amplamente, podendo influenciar na evolução das espécies. Já para o fenômeno de cheias, segundo Zuanon (2008), estas poderão trazer efeitos benéficos momentâneos, como maior taxa de sobrevivência de juvenis, proteção contra predadores e suficiente disponibilidade de alimento e abrigo, contribuindo assim para um grande crescimento populacional além de estruturar e modificar as assembléias de peixes.

Os períodos de seca e cheia podem variar quanto à intensidade e duração podendo gerar modificações nos sistemas aquáticos e nas assembléias de peixes. Tais impactos podem ser observados no sucesso reprodutivo de algumas espécies (Mol et

al., 2000; Zuanon, 2008), na dinâmica de recrutamento, imigração e emigração (Garcia et al., 2001), redução gradual na abundância e riqueza de peixes (Pompeu & Godinho, 2006; Zuanon, 2008), e mudanças na composição e biomassa das espécies (Thomé-Souza & Chao, 2004; Cúnico et al., 2002). A variação no regime hidrológico altera a composição das assembléias de peixes de sistemas lacustres e de áreas alagáveis, que juntamente com a resiliência de algumas espécies de peixes para enfrentar os distúrbios gerados pelo período hidrológico (Junk et al., 1989), podem influenciar na composição das assembléias de peixes de sistemas flúvio-lacustres da Amazônia (Junk, 1997).

A estabilidade (Kikkawa & Anderson, 1986; Matthews, 1998) e a resiliência (Putman, 1996) são dois componentes ecológicos que podem dar respostas sobre como um determinado distúrbio pode alterar ou modificar as assembléias dos organismos no seu ambiente. Estudos desenvolvidos por Bayley & Osborne (1993), Walker (1999) e Humphries & Baldwin (2003) ressaltam que, no caso de eventos estocásticos, as populações e assembléias de organismos aparentemente se recuperam e se restabelecem rapidamente após certos eventos naturais, sendo este restabelecimento dependente na sua maior parte das grandes distâncias percorridas pelas espécies (Albanese et al., 2009), assim como do componente comportamental e da distância de onde elas migraram (Davey & Kelly, 2007).

A bacia do rio Solimões com aproximadamente 1.600 km de comprimento e 40.000 km² de planície de inundação (Goulding et al., 2003), representada pelas várzeas e seus sistemas lacustres, como os lagos do Rei, Camaleão, Inácio e especialmente os da área do Catalão, próxima à confluência com o rio Negro, em frente à Manaus, entre outros, tem sido de grande importância no que se refere ao desenvolvimento de pesquisas referentes ao conhecimento da ictiofauna e suas interações ecológicas com outros organismos no tempo e no espaço. Neste contexto estudos realizados em lagos de várzea mostram que variações promovidas pelo pulso de inundação englobam desde alterações na composição físico-químicas até modificações na biologia dos organismos (Junk et al., 1983; Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al., 1998; Petry et al., 2003; Do Vale, 2003).

Apesar da maioria dos trabalhos apresentarem diversos dados sobre riqueza, diversidade e abundância de peixes em lagos de várzea no Brasil (Mérona, 1987; Lowe-McConnell 1987; Ferreira et al. 1988; Goulding et al. 1988; Santos, 1991; Ferreira, 1993; Rodriguez & Lewis (1994); Tejerina-Garro et al., 1998; Saint-Paul et al. 2000; Vieira, 2000; e Granado-Lorencio et al. 2007) postularam que, em muitos casos, as assembléias de peixes estão formadas por associações anuais cíclicas e com mudanças previsíveis no que se refere a flutuações naturais das espécies. Isto ocorreu no estudo de Do Vale (2003), no lago do Catalão, bacia do rio Solimões, onde a

composição da ictiofauna mudou de acordo com o pulso de inundação com a presença de diferentes grupos de espécies de acordo com a variação do nível do rio. Situação corroborada por Petry et al. (2003) ao avaliar a distribuição das espécies de peixes frente a variáveis abióticas em sete estratos vegetativos na Ilha Marchantaria e rio Solimões, encontrando que a distribuição das espécies foram influenciadas pelo canal do rio e pelo gradiente do pulso de inundação, concluindo que as assembléias de peixes na planície de inundação da Amazônia não são associações de espécies aleatórias.

Apesar das pesquisas desenvolvidas em sistemas aquáticos da Amazônia serem diversas e abrangentes, a necessidade de realizar estudos com séries históricas de dados voltados à ictiofauna presente em bancos de macrófitas flutuantes possibilitará analisar as mudanças temporais das assembléias relacionadas ao período hidrológico e como estas assembléias se comportam no tempo. Neste sentido o presente estudo teve como objetivo avaliar a influência das variações nos períodos hidrológicos ocorridos em uma seqüência temporal anual sobre as assembléias de peixes de um ambiente de várzea Amazônica. Para este intuito o presente estudo abordou um segmento dos dados do projeto “Variação temporal de parâmetros bio-ecológicos da comunidade de peixes em área de várzea da Amazônia Central” da Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática (CPBA) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), que desde novembro de 1999 vem sendo desenvolvido.

1.1 Objetivos

Geral:

Avaliar a dinâmica temporal das assembléias de peixes encontradas em bancos de macrófitas aquáticas no sistema lacustre da Ilha do Xiborena na área do Ecótono do Catalão durante o período de 2003 – 2007.

Específicos:

- 1) Avaliar a variação temporal na diversidade, riqueza, composição, abundância e biomassa das assembléias de peixes presentes em bancos de macrófitas durante o período de estudo.
- 2) Determinar a taxa de substituição de espécies (*turnover*) ao longo dos anos estudados e entre os períodos de águas altas e águas baixas.

3) Determinar a estabilidade e persistência (resiliência) das assembléias no período de 2003 a 2007.

4) Comparar a estrutura das assembléias de peixes entre os períodos de águas altas e águas baixas nos cinco anos de estudo (2003 – 2007).

1.2 Hipótese

H₀₁ Diversidade, riqueza, composição, abundância e biomassa das espécies de peixes nas macrófitas aquáticas da Ilha do Xiborena não apresentaram diferenças significativas ao longo dos anos entre 2003 e 2007.

H₁₁ Diversidade, riqueza, composição, abundância e biomassa das espécies de peixes de macrófitas aquáticas da Ilha do Xiborena sofreram alterações significativas ao longo dos anos entre 2003 e 2007.

H₀₂ A composição de espécies permaneceu a mesma nos respectivos períodos hidrológicos (águas altas e águas baixas) ao longo dos anos de estudos.

H₁₂ A composição de espécies modificou-se nos respectivos períodos hidrológicos ao longo dos anos de estudo.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

A área de estudo se localiza dentro da planície de inundação da Amazônia Central e dista cerca de 10 km da cidade de Manaus (Brito, 2006). A Ilha do Xiborena localizada na região do Catalão é um sistema flúvio-lacustre localizado na confluência dos rios Solimões e Negro entre as coordenadas de 03°10'04" S e 59°54'45" W (Fig.1). Essa região corresponde a uma área de terras baixas com uma série de lagos interconectados e que conforme a variação do nível da água podem formar uma unidade contínua, isolar-se ou até mesmo secar quase completamente (Do Vale, 2003).

Os lagos da Ilha do Xiborena possuem variação na profundidade ao longo do ano que vai desde aproximadamente 7 a 10 metros ou mais. A área apresenta topografia uniforme e plana resultante da acumulação fluvial, com altitudes que raramente excedem os 100 metros acima do nível do mar (Almeida, 2008). Segundo Almeida (2008), a precipitação média anual na ilha do Xiborena é em torno de 2.500 mm variando a cada seis meses. Bittencourt & Amadio (2007), ao identificarem e padronizarem as cotas de oscilação para o rio Amazonas nas proximidades de Manaus,

determinaram os períodos hidrológicos em: enchente, com cota ascendente do rio entre 20 e 26 m; cheia, igual ou superior a 26 m; vazante, cota descendente entre 26 e 20 m e seca entre as cotas igual ou inferior a 20 m.

A temperatura média do ar na Ilha do Xiborena oscila entre 25 e 26°C durante o ano (Almeida, 2008). Porém, os meses mais quentes são de agosto a novembro, a temperatura média pode ficar entre 27,2 e 27,6°C (Do Vale, 2003), ou até 30 a 33°C (Brito, 2006). A umidade relativa do ar apresenta-se bastante elevada e sempre superior a 80% (Almeida, 2008).

Quanto à formação geológica, a Ilha do Xiborena é um representante do sistema de várzea do médio Amazonas formada por processos de sedimentação (Do Vale, 2003), inserida nos domínios da província de depósitos Cenozóicos constituída por sedimentos Quaternários, representados por aluviões de origem recente (Holôcenas) (Almeida, 2008; Brito, 2006).

A morfologia da Ilha do Xiborena possibilita a entrada de água e solutos do rio Solimões e do rio Negro, condicionados ao pulso de inundação (Brito, 2006). O rio Solimões é considerado pela classificação de Sioli (1967) como rio de águas brancas, possuindo uma coloração barrenta e bastante turva devido à alta quantidade de sedimentos suspensos acima de 100 mg/l próximo a Manaus (Furch & Junk, 1997). Estas águas são ricas em nutrientes e também em íons, o que lhes confere uma condutividade que varia de 64 a 75 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Almeida, 2008) ou até 60 – 90 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e com pH próximo ao neutro 6,0 – 7,0 (Brito, 2006). O rio Negro é considerado pela classificação de Sioli (1967), como um rio de águas pretas, possuindo coloração marrom–avermelhada originada das altas quantidades de substâncias húmicas dissolvidas (Sioli, 1967; Junk, 1983; Goulding, 1993; Furch & Junk, 1997). As águas do rio Negro são pobres em nutrientes e em íons, tendo uma condutividade baixa (9 – 10 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e pH ácido (4,8 – 5,1) (Almeida, 2008).

Segundo dados limnológicos fornecidos por Brito (2006), o período hidrológico completo da Ilha do Xiborena pode apresentar parâmetros físico químicos variáveis, no qual sua temperatura média da água tem valores de aproximadamente $29,3 \pm 1,2$, °C oxigênio dissolvido com $2,06 \pm 1,11$ mg/l, condutividade com $68,6 \pm 6,8$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ e pH com valores que oscilam entre 5,81 para enchente e 7,47 para a seca, variando notavelmente dependendo da intensidade da dinâmica sazonal de cada fase do período hidrológico.

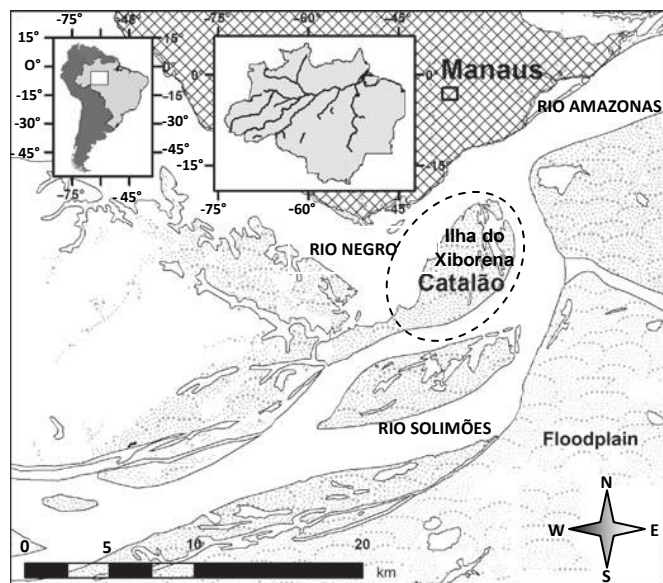


Figura 1. Área flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena [Modificado, Fonte: Santos et al.(2008)].

A composição vegetal marginal da Ilha do Xiborena é bastante variada formada por pastagens, matas ciliares e macrófitas aquáticas, tendo como componentes importantes as macrófitas *Paspalum repens*, *Echinochloa polystachya*, *Eichhornia crassipes* e *Oryza perennis* que são as que principalmente, no período de cheia e vazante, formam grandes bancos de vegetação flutuante (Do Vale, 2003).

A Ilha do Xiborena na atualidade apresenta consideráveis impactos antrópicos como modificação da mata de várzea para o cultivo, criação de búfalos, pesca intensiva e poluição, fatores que estão influenciando de forma considerável a ictiofauna residente e temporária deste sistema, mas que neste estudo não foram avaliados.

2.2. Coletas do material

O material biológico é proveniente das coletas realizadas pelo projeto “Variação temporal de parâmetros bio-ecológicos da comunidade de peixes em área de várzea da Amazônia Central”, da Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática CPBA do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). As coletas foram realizadas bimestralmente em três pontos da Ilha do Xiborena: Pirapora, canal do Xiborena e Lago do Padre (Fig. 2), representando períodos de enchente, cheia, vazante e seca, segundo a classificação de Bittencourt & Amadio (2007) (Fig. 3).

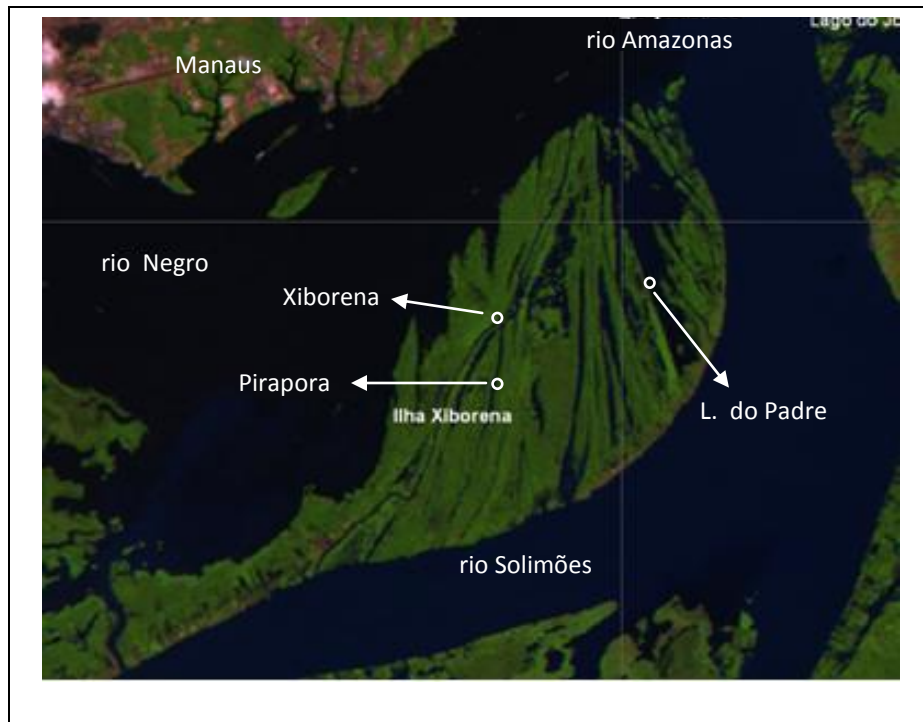


Figura 2. Pontos de amostragem na Ilha do Xiborena [Fonte: CENSIPAM (Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia). Carta Imagem – Órbita Ponto 231/062; Passagem 21/09/2008].

Para este estudo, as coletas foram agrupadas nos períodos representativos de águas baixas (seca e vazante) e de águas altas (cheia e enchente). Os bancos de macrófitas aquáticas foram explorados utilizando-se uma rede de cerco de 12,45 m de comprimento por 4 m de altura e malha de 5 mm. Em cada ponto de coleta foram realizados três lances com rede de cerco representando sub-amostras as quais foram agrupadas, correspondendo assim a uma amostra por ponto de amostragem (Xiborena, Pirapora e Padre). Os peixes foram fixados em formol a 10% e colocados em sacos plásticos etiquetados e posteriormente levados para o laboratório de Ecologia de Peixes do INPA. Em alguns eventos de amostragem as coletas não puderam ser feitas devido à ausência de bancos de macrófitas. O material foi identificado utilizando chaves taxonômicas e o auxílio de especialistas. Os exemplares foram contados e pesados em laboratório e depositados na Coleção de Peixes do INPA.

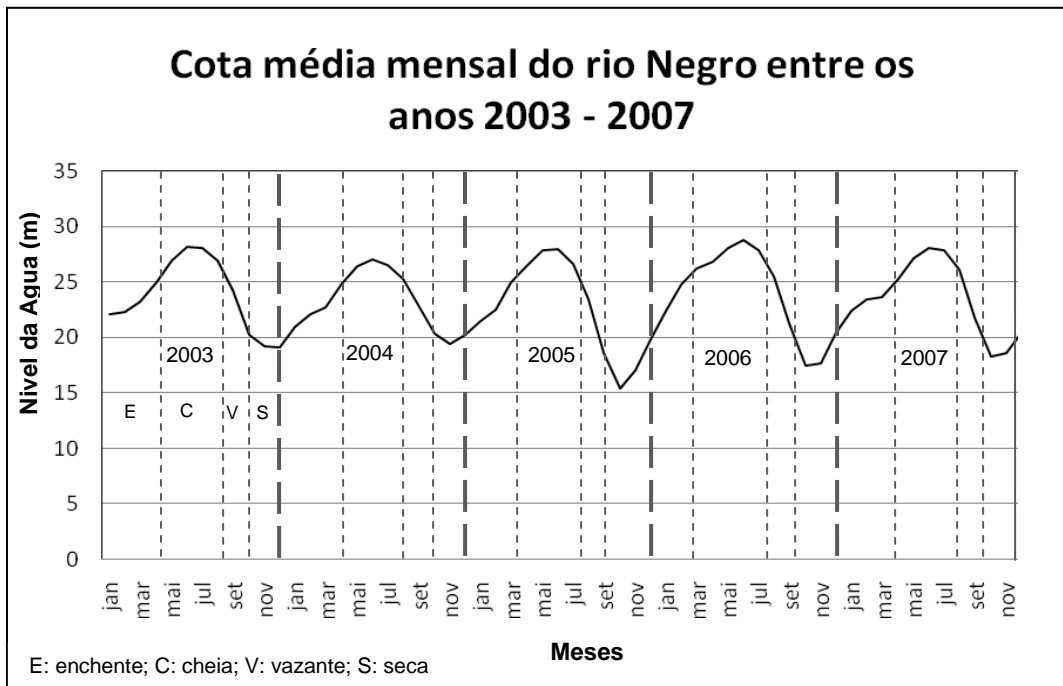


Figura 3. Níveis da água e períodos hidrológicos do rio Negro dos anos 2003 - 2007. [Fonte: Medições fluviométricas do Porto de Manaus (Bittencourt & Amadio, 2007)].

2.3. Análise dos dados

Para determinar riqueza e abundância da assembléia de peixes dos cinco anos de estudo dos três lagos da ilha do Xiborena, primeiramente as amostras foram organizadas e os dados de abundância e biomassa foram expressos em captura por unidade de esforço (CPUE).

$$CPUE = \frac{\text{Número ou massa de indivíduos}}{\text{Área x Número de lances}}$$

Para a determinação da diversidade, foi utilizado o método de Rarefação. Este método é utilizado quando os tamanhos das amostras são desiguais. Ou seja, trabalha-se com o número de espécies que poderia ser esperado em amostras de tamanhos padronizados (Magurran, 1988). A fórmula é dada por:

$$E(S) = \sum \left\{ 1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right\}$$

Onde:

$E(S)$ = número esperado de espécies na amostra rarefeita.

n = tamanho padronizado da amostra.

N = número total de indivíduos registrados na amostra a ser rarefeita.

N_i = número de indivíduos na i -ésima espécie na amostra a ser rarefeita.

A análise foi executada no programa estatístico PAST: Versão 2.02 (Hammer, 2010).

A riqueza de espécies foi estimada pelo método de “Jackknife” de primeira ordem (Krebs, 1989), de acordo com a fórmula:

$$\hat{S} = s + [(n - 1) / n] * k$$

Onde:

\hat{S} = estimativa da riqueza das espécies.

s = número total de espécies encontradas em n pontos.

n = número total de amostras.

k = número total de espécies únicas que ocorrem em somente uma amostra.

As análises foram executadas nos programas estatísticos R-Versão 2.10.0 (R Development Core Team, 2010) e EstimateS: versão 8.2.0 (Colwell, 2009)

Para a medida de diversidade foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H') este calculado através da fórmula:

$$H' = - \sum p_i \log p_i$$

Onde:

p_i = proporção de indivíduos da espécie i .

E para medir a equitatividade foi utilizada a formula:

$$E = H' / H_{\max} .$$

Onde:

H' = diversidade de Shannon–Wiener.

H_{\max} = logaritmo do número de espécies.

A análise foi executada no programa estatístico PAST, versão 2.02 (Hammer, 2010).

Para analisar as possíveis mudanças na estrutura das assembléias de peixes nos bancos de macrófitas durante o período de estudo foi analisada a Taxa de Substituição de Espécies (*Species turnover*), por meio do cálculo da porcentagem de espécies compartilhadas entre amostras subseqüentes, segundo Winemiller & Leslie (1992). Posteriormente essas porcentagens foram avaliadas em um gráfico.

O padrão de distribuição temporal das espécies também foi avaliado por meio de análises de similaridade na composição das assembléias de peixes. Os coeficientes de similaridade de Jaccard (dados de presença e ausência) e de dissimilaridade de Bray-Curtis (dados de abundância) (Krebs, 1999) das matrizes calculadas entre todas as coletas realizadas nos períodos de 2003 – 2007 de águas altas e baixas.

Análises exploratórias de ordenação NMDS foram utilizadas a fim de verificar as similaridades na composição de espécies entre os períodos hidrológicos entre os anos estudados (McCune et al, 2002). Os períodos de águas altas e águas baixas foram correlacionados com a abundância e a biomassa dos indivíduos por regressão simples a fim de verificar alterações. A análise foi executada no programa estatístico R, versão 2.10.0 (*R Development Core Team*, 2010).

As medidas de estabilidade das assembléias foram realizadas calculando o coeficiente de variação da abundancia das principais espécies (Matthews, 1998). O critério para escolher as espécies mais abundantes foi definido como aquelas que apresentaram a porcentagem $\geq 1\%$ dentre o total de espécimes coletados. O mesmo critério foi adotado com os dados de biomassa.

O coeficiente de variação (CV%) é calculado como:

$$CV = 100 * \frac{(DP)}{X}$$

Onde:

DP = Desvio padrão da abundância de cada espécie.

X = média de abundância.

Onde a estabilidade da assembléia foi classificada segundo os seguintes critérios:

<u>Coeficiente de variação</u>	<u>Interpretação</u>
< 25 %	Altamente estável
25 – 50 %	Moderadamente estável
50 – 75 %	Moderadamente flutuante
> 75 %	Altamente flutuante

A análise foi executada no programa estatístico PAST, versão 2.02 (Hammer, 2010).

A análise de persistência das assembléias foi realizada por meio do teste de Kendall (Siegel, 1975). Para calcular o coeficiente de concordância de Kendall (W), primeiro determinou-se a soma dos postos R_j de cada coluna (espécie) foram somados os R_j , dividiu-se a soma por N (número total de espécies) obtendo assim a média dos R_j , (Cada R_j , pode então ser expresso como um desvio a contar da média). Finalmente, determinou-se s somando os quadrados desses desvios;

O cálculo do coeficiente de concordância de Kendall (W) é dado pela seguinte fórmula:

$$W = \frac{s}{1/12 * K^2 (N^3 - N)}$$

Onde:

s = soma dos quadrados dos desvios observados a contar da média dos R_j , isto é,

$$s = \sum \left(R_j - \frac{\sum R_j}{N} \right)^2$$

(R_j = a soma de indivíduos de cada espécie dentro de cada um dos anos)

k = número de conjunto de postos.

N = número de entidades (objetos ou indivíduos) a que se atribuíram postos.

$1/12 * K^2 (N^3 - N)$ = valor máximo possível da soma dos quadrados dos desvios, isto é, o valor de s que ocorreria no caso de concordância perfeita entre os k conjunto postos.

A análise foi executada no programa estatístico PAST, versão 2.02 (Hammer, 2010).

3. Resultados

Composição e abundância de espécies

Durante o período de cinco anos de estudo (2003 – 2007), foram capturados 40.302 exemplares de peixes distribuídos em 197 espécies, 138 gêneros, 37 famílias e nove ordens (Anexo 1). Os Characiformes representaram 51,78% dos indivíduos com 102 espécies, Siluriformes 21,83% (43), Perciformes 12,18% (24), Gymnotiformes 8,63% (17), Clupeiformes 3,05% (6), Beloniformes 1,02% (2) e os Cyprinodontiformes, Synbranchiformes e Tetraodontiformes representaram 0,6%.

As espécies de peixes de pequeno a médio porte (10,5 – 130,7 mm CP) foram as mais abundantes e mais freqüentes, representando 80,42% do total de indivíduos coletados, sendo respectivamente em ordem decrescente *Moenkhausia lepidura*, *Hemigrammus levis*, *Odontostilbe fugitiva*, *Nannostomus unifasciatus*, *Mesonauta insignis*, *Hyphessobrycon minimus*, *Mylossoma duriventre*, *Serrapinnus micropterus*, *Serrasalmus maculatus*, *Hyphessobrycon eques*, *Serrapinnus* sp. nov., *Aphyocharax pusillus*, *Moenkhausia dichroua*, *Ctenobrycon hauxwellianus*, *Pyrrhulina brevis*, *Nannostomus eques*, *Serrapinnus microdon* e *Mylossoma aureum* representando 80,42% da assembléia (Tabela 1). A espécie mais abundante foi *M. lepidura* com 8.735 indivíduos, representando 21,67% do total de exemplares capturados.

Durante o período de águas baixas as espécies mais abundantes foram em ordem decrescente *Moenkhausia lepidura*, *Nannostomus unifasciatus*, *Odontostilbe fugitiva*, *Mesonauta insignis*, *Hemigrammus levis*, *Hyphessobrycon minimus*, *Serrapinnus micropterus*, *Serrapinnus* sp. nov., *Aphyocharax pusillus*, *Pyrrhulina brevis*, *Nannostomus eques*, *Hemigrammus belottii*, *Ctenobrycon hauxwellianus*, *Prionobrama filigera*, *Nannostomus digrammus* e *Curimatopsis macrolepis* (84,67% do total de exemplares) (Anexo. 2). No período de águas altas 20 espécies foram mais abundantes: *H. levis*, *Mylossoma duriventre*, *M. lepidura*, *Serrasalmus maculatus*, *Hyphessobrycon eques*, *H. minimus*, *Moenkhausia dichroua*, *O. fugitiva*, *S. micropterus*, *M. insignis*, *Serrapinnus* sp. nov., *Mylossoma aureum*, *C. hauxwellianus*, *Rhytiodus macrolepis*, *Nannostomus unifasciatus*, *Aphyocharax pusillus*,

Hyphessobrycon bentosi, *Serrapinnus microdon*, *Hoplias malabaricus*, *Serrassalmus rhombeus*, (79,58% do total de exemplares) (Anexo. 3). Apenas 10 espécies foram comuns aos dois períodos.

Tabela 1. Número total de exemplares das espécies mais abundantes nas assembleias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 – 2007 e suas respectivas porcentagens.

Espécies	N. de exemplares	% das espécies
<i>Moenkhausia lepidura</i>	8.735	21,67
<i>Hemigrammus levis</i>	3.636	9,02
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	2.485	6,17
<i>Nannostomus unifasciatus</i>	2.420	6,00
<i>Mesonauta insignis</i>	2.029	5,03
<i>Hyphessobrycon minimus</i>	1.990	4,94
<i>Mylossoma duriventre</i>	1.740	4,32
<i>Serrapinnus micropterus</i>	1.712	4,25
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1.264	3,14
<i>Hyphessobrycon eques</i>	1.138	2,82
<i>Serrapinnus</i> sp.nov.	1.104	2,74
<i>Aphyocharax pusillus</i>	889	2,21
<i>Moenkhausia dichroua</i>	811	2,01
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	593	1,47
<i>Pyrrhulina brevis</i>	538	1,33
<i>Nannostomus eques</i>	517	1,28
<i>Serrapinnus microdon</i>	409	1,01
<i>Mylossoma aureum</i>	407	1,01
Total Geral	32.417	80,42%

Dados de abundância para os cinco anos avaliados mostraram que a partir do ano de 2005 as abundâncias decresceram, porém mostrando crescimento em número de indivíduos a partir de 2006. (Fig. 4). Para os períodos de águas altas e baixas as abundâncias variaram diferentemente, podendo ser observado um decréscimo na abundância após o ano de 2005 para o período de águas altas e acréscimo da abundância após 2005 para o período de águas baixas. Para os anos 2006 -2007, no período de águas baixas, a abundância mostrou tendência crescente após de 2005, fato contrário ao período de águas altas onde o decréscimo da abundância se fez ainda mais evidente (Fig. 5).

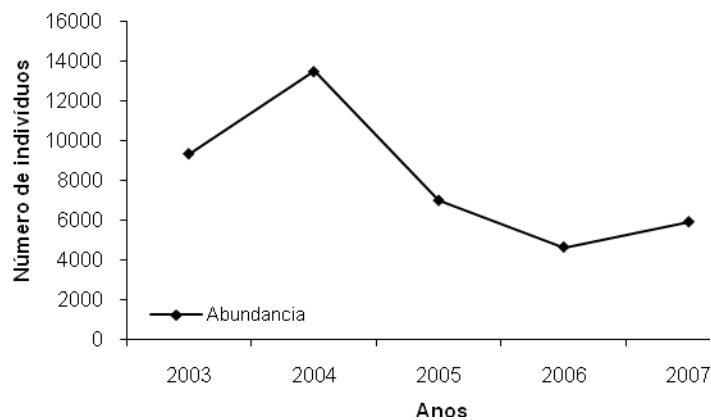


Figura 4. Valores de abundância total de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para cada um dos anos avaliados.

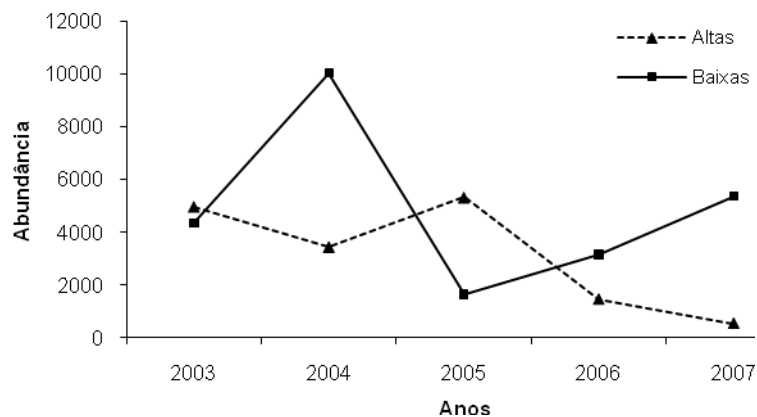


Figura 5. Abundância de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena nos períodos águas altas e baixas nos cinco anos de estudo.

Biomassa das espécies

A biomassa total de peixes capturados somou 58,37 kg, sendo os Characiformes responsáveis por 61,89% de toda a biomassa obtida. A composição das espécies com maior biomassa incluiu 26 espécies de pequeno a médio porte (25,4 – 210,6 mm CP): *Schizodon fasciatus*, *Mesonauta insignis*, *Hoplias malabaricus*, *Rhytiodus microlepis*, *Mylossoma duriventre*, *Mylossoma aureum*, *Moenkhausia lepidura*, *Trachelyopterus galeatus*, *Sternopygus macrurus*, *Triportheus rotundatus*, *Cichlasoma amazonarum*,

Pterophyllum scalare, *Acaronia nassa*, *Roeboides myersii*, *Acestrorhynchus falcistrostris*, *Triportheus albus*, *Curimatella meyeri*, *Hypoptopoma gulare*, *Parapteronotus hasemani*, *Hemigrammus levis*, *Heros efasciatus*, *Prochilodus nigricans*, *Moenkhausia dichroua*, *Semaprochilodus taeniurus*, *Nannostomus unifasciatus* e *Eigenmannia limbata* compreendendo 70,07% do total da biomassa (Anexo. 4). A espécie com maior biomassa foi *Schizodon fasciatus* atingiu 6,26 kg no total pesado.

Os maiores valores de biomassa para o período de águas altas foram registrados para as seguintes espécies em ordem decrescentes: *Schizodon fasciatus*, *Rhytiodus microlepis*, *Mesonauta insignis*, *Mylossoma aureum*, *Hoplias malabaricus*, *Mylossoma duriventre*, *Roeboides myersii*, *Curimatella meyeri*, *Acestrorhynchus falcistrostris*, *Triportheus albus*, *Hemigrammus levis*, *Psectrogaster essequibensis*, *Trachelyopterus galeatus*, *Parapteronotus hasemani*, *Auchenipterichthys coracoideus*, *Moenkhausia dichroua*, *Moenkhausia lepidura*, *Astronotus crassipinnis*, *Sternarchella schotti*, *Triportheus rotundatus*, *Heros efasciatus*, *Eigenmannia limbata*, *Semaprochilodus taeniurus*, *Sorubim lima*, *Sternopygus macrurus*, *Pterophyllum scalare*, *Prochilodus nigricans*, *Serrasalmus maculatus* e *Synbranchus marmoratus* totalizando 73,59% do peso total. Já para o período de águas baixas as maiores biomassas foram observadas para as espécies: *S. fasciatus*, *M. insignis*, *H. malabaricus*, *Acaronia nassa*, *Cichlassoma amazonarum*, *S. macrurus*, *M. lepidura*, *T. rotundatus*, *P. scalare*, *T. galeatus*, *Hypoptopoma gulare*, *R. microlepis*, *M. duriventre*, *Nannostomus unifasciatus*, *P. nigricans*, *Cichla monoculus*, *A. falcistrostris*, *Odontostilbe fugitiva*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Cichla temensis*, *Potamorhina latior*, *H. efasciatus*, *Semaprochilodus insignis* e *T. albus* representando 78,33% do total da biomassa coletada neste período.

Para os cinco anos avaliados, observa-se que os valores de biomassa diminuíram continuamente a partir de 2005 (Fig. 6). Para os períodos de águas altas e baixas as biomassas variaram diferentemente, porém após 2005 um decréscimo nas biomassas pode ser observado. Para os anos 2006 -2007, no período de águas baixas, a queda da biomassa mostrou tendência a se estabilizar, fato contrário ao período de águas altas onde o decréscimo da biomassa foi ainda mais evidente (Fig. 7). Analisando o gráfico de abundância junto com o de biomassa para os cinco anos de estudo é possível observar que a relação peso e número de indivíduos é diretamente proporcional.

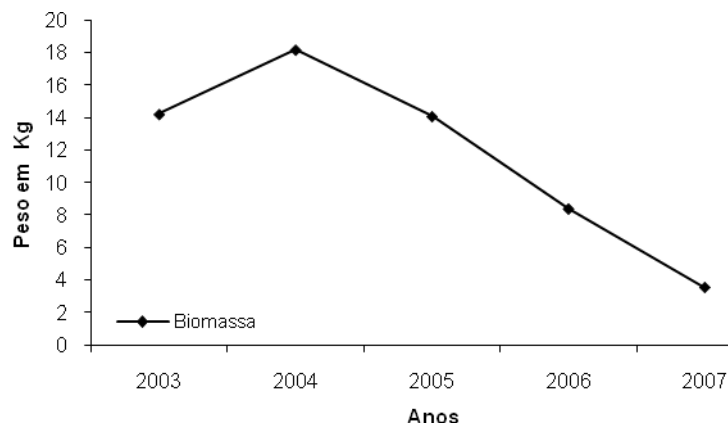


Figura 6. Valores de biomassa total de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para cada um dos anos avaliados.

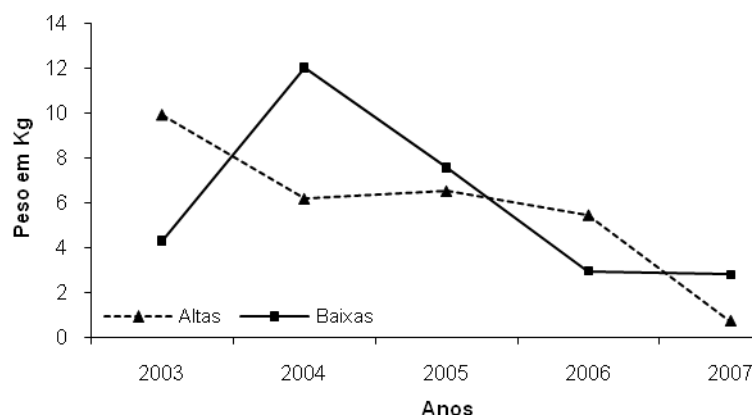


Figura 7. Biomassa de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena nos períodos águas altas e baixas nos cinco anos de estudo.

Riqueza acumulada das espécies

Embora a curva de acumulação de espécies não tenha atingido a assíntota, esta manifesta clara tendência a se estabilizar no que se refere ao acréscimo de espécies que compõem as assembléias de peixes do sistema da Ilha do Xiborena. Isto indica, que um total de 61 coletas distribuídas em cinco anos é um número satisfatório que pode representar a riqueza total de espécies da região da Ilha do Xiborena (Fig. 8).

Com base nas informações geradas por meio do método de Rarefação, calculado com o número de indivíduos, as riquezas dos anos variaram de 135 espécies para o ano de 2004 até 81 táxons para o ano de 2007. Considerando que o ano 2006 teve o menor tamanho amostral (4.622 indivíduos), segundo os cálculos de Rarefação, para os outros anos o número de espécies esperadas seria de 111 (2003); 110 (2004); 104 (2005); 107 (2006) e 76 (2007) espécies (Fig. 9).

Estimativa do número de espécies

Os valores de riqueza estimados pelo método de Jackknife para os cinco anos de estudo demonstraram que 61 coletas de peixes em bancos de macrófitas corresponderam a 80,4% da riqueza total estimada para um total de 197 espécies coletadas. A partir dos resultados do índice, estima-se que ainda existam 49 novas espécies a serem acrescentadas para que as assembléias de peixes sejam amostradas na sua totalidade (246 espécies).

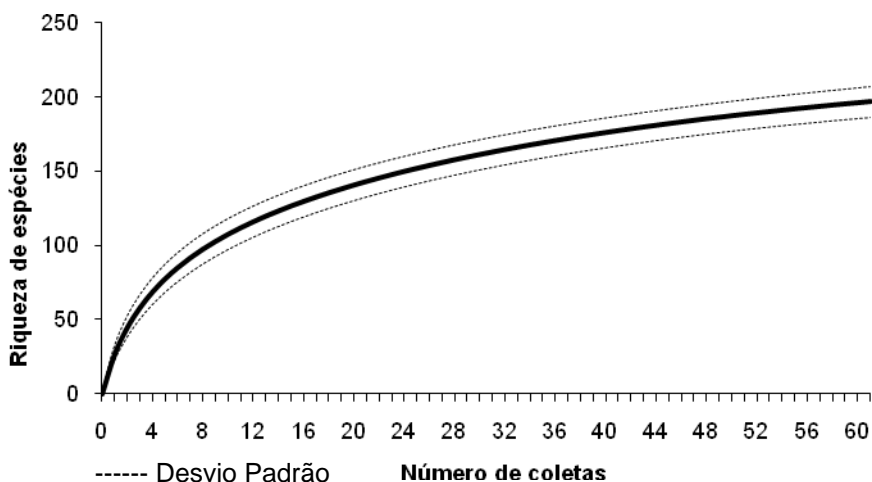


Figura 8. Curva de acumulação de espécies para valores de riqueza observados nos anos 2003 – 2007 no sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.

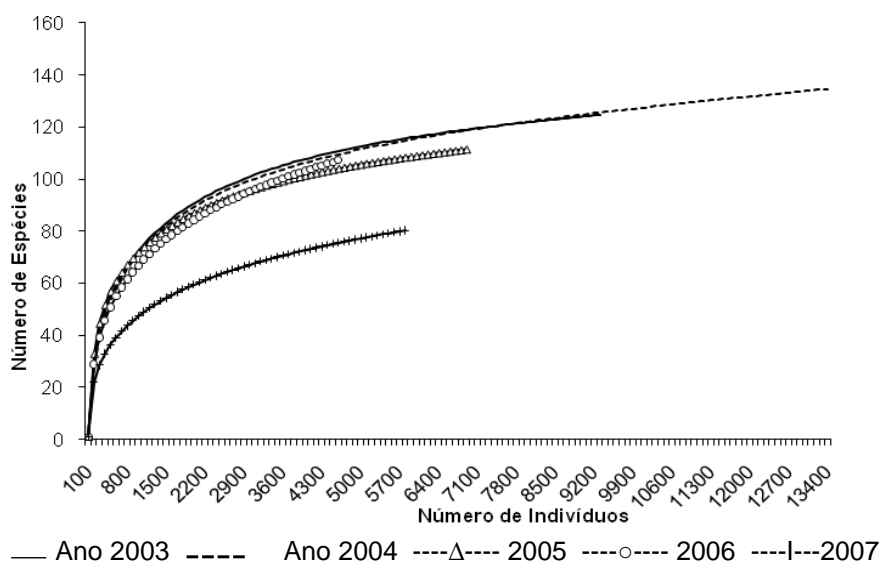


Figura 9. Curva de rarefação para os cinco anos de estudo do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.

Variação da riqueza de espécies nos cinco anos de estudo

Baseadas nas coletas realizadas nos cinco anos, as riquezas variaram de 81 a 135 espécies. O ano de 2004 apresentou o maior número de táxons (135) além de apresentar o maior número de indivíduos (13474). A média geral entre os anos do índice de equitatividade foi de $E = 0,65$, sendo o ano de 2005 o que mostrou o maior valor do índice ($E = 0,72$) em comparação com o ano de 2004 ($E = 0,55$) quando foi registrado o menor valor. Isto indica que, em diferentes anos, na mesma localidade, as assembléias de peixes apresentaram homogeneidades diferentes. Para o índice de Shannon-Winner (H'), a média geral dos anos foi de $H' = 3,28$, sendo que o valor máximo foi registrado para o ano de 2004 ($H' = 3,87$), enquanto o menor valor foi para o ano de 2007 ($H' = 2,68$) (Tabela. 2).

Tabela 2. Índices de diversidade para os valores das assembléias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 -2007.

Ano	Riqueza	N. indivíduos	Shannon	Equitatividade
2003	125	9329	3,33	0,69
2004	135	13474	3,87	0,55
2005	112	6978	3,41	0,72
2006	108	4622	3,13	0,67
2007	81	5899	2,68	0,61

O período de águas altas apresentou a maior riqueza de espécies com exceção dos anos 2004 e 2007 onde o número de espécies para os dois períodos foram bem próximos (águas altas e águas baixas: 101 e 98 em 2004 e 59 e 55 em 2007). Para o período de águas baixas, 2005 foi o ano com menor riqueza de espécies com tendência de aumento nos anos seguintes (Fig. 10).

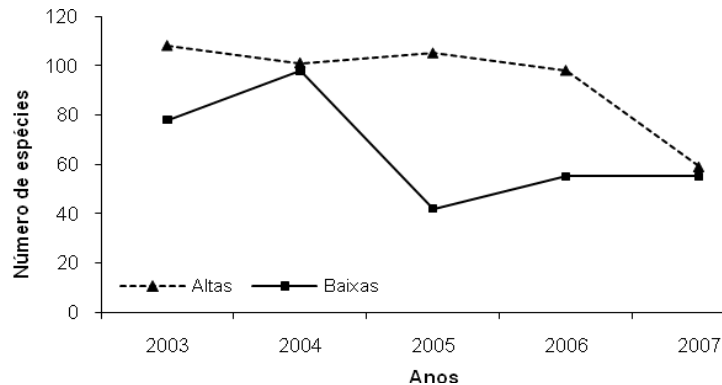


Figura 10. Riqueza de espécies entre o período de águas altas e baixas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para os anos de 2003 -2007.

Turnover de espécies

Baseadas no cálculo da taxa de substituição de espécies (*Species Turnover*), as assembléias de peixes mudaram sua composição ao longo do tempo sofrendo substituição de 48 a 50% nos períodos de 2003-2004 e 2004-2005. Entre os anos 2005-2006 houve diminuição da taxa de substituição que foi de 41,7%. No período seguinte (2006-2007) a taxa de substituição cresceu novamente chegando a valores similares dos observados para os períodos iniciais (Fig. 11). Apesar dos anos comparados apresentarem espécies compartilhadas e exclusivas de cada ano, a baixa taxa de *Species Turnover* dos anos 2005 – 2006 está relacionada à baixa riqueza de espécies nesses dois anos, comparada com os outros anos.



Figura 11. Taxa de substituição de espécies (*Species Turnover*) para as assembleias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 – 2007.

A taxa de substituição de espécies (*Species Turnover*) para o período de águas altas e baixas em cada ano demonstra uma variação intra-anual na composição de espécies de cerca de 40-50% para a maioria dos anos. Em 2005 essa taxa substituição de espécies de um período para o outro foi ainda maior, cerca de 70% (Tabela. 3). A maior taxa de substituição para o período de águas altas e baixas do ano de 2005 foi relacionada à grande diferença da riqueza nesses dois períodos comparados com os demais onde as mudanças nas riquezas foram menores.

Tabela 3. Taxa de substituição de espécies (*Species Turnover*) para os períodos de águas altas e baixas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante 2003 - 2007.

Anos	Turnover
2003	51,2
2004	52,5
2005	68,7
2006	58,3
2007	59,2

Similaridade da composição, abundância e biomassa dos cinco anos de estudo.
Composição

A análise bidimensional feita pelo Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para os dados de presença-ausência dos cinco anos de estudo, conseguiu capturar grande parte da variação dos dados originais (eixo 1 = 53%, eixo 2 = 18%) de composição de espécies das assembléias, mostrando uma separação de todos os anos sem apresentar nenhum agrupamento ou similaridade na suas composições (Fig. 12). Isto indica que apesar de existirem espécies compartilhadas, boa parte das espécies que compõem as assembléias de peixes da Ilha do Xiborena sofreram variações de um ano para o outro.

Para dados de composição de águas altas e baixas, a análise de ordenação NMDS possibilitou visualizar que não houve diferença na composição dos dois períodos (Fig. 13), não sendo possível caracterizar dois grupos completamente distintos, estatisticamente as composições dos dois períodos não são diferentes ($t = -20053$, $df = 4$, $p = 0,11$). Isto significa que as espécies que ocorrem no período de águas altas também ocorrem no período de águas baixas, porém com abundâncias diferentes. Na análise da composição dos períodos de águas altas e baixas dos cinco anos de estudo, a variação captada pelos eixos do NMDS foi de 88% para dados de presença/ausência das espécies (eixo 1 = 76%, eixo 2 = 12% da variação da distancia original dos dados).

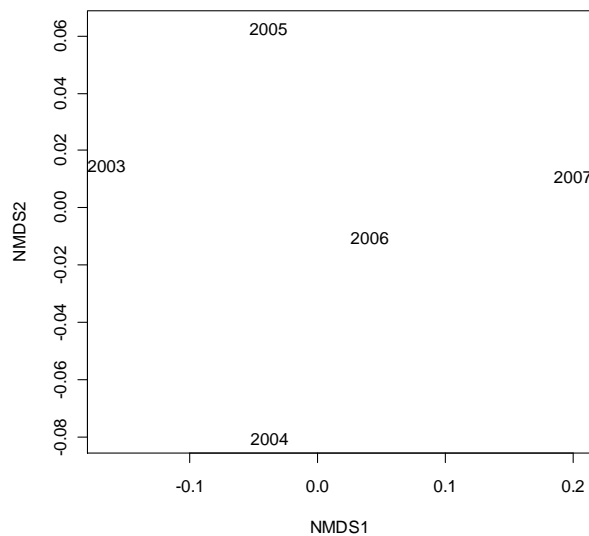


Figura 12. Valores de composição calculados por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para cinco anos de estudo no sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.

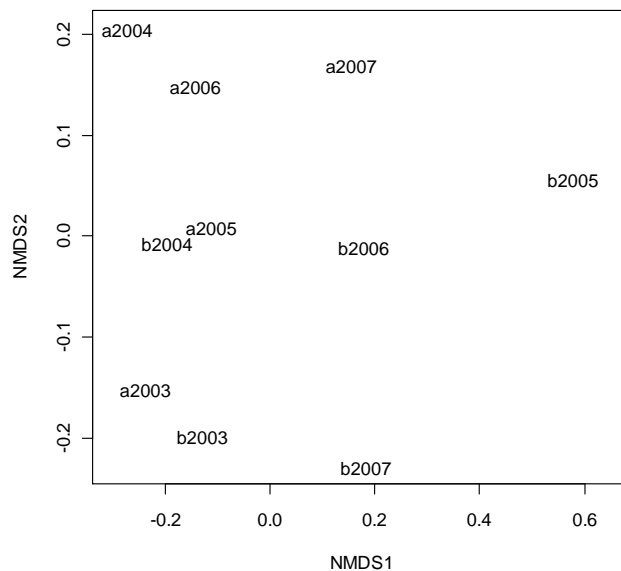


Figura 13. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de águas altas (a) e baixas (b) baseado na composição de espécies de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003-2007.

Abundância

A análise de NMDS com dados de abundância possibilitou identificar diferenças entre os anos 2004 e 2007 e similaridades entre os anos 2003, 2005 e 2006 onde nota-se que as abundâncias das espécies são altamente semelhantes (Fig. 14). Para os dados de abundância a porcentagem de variação captada pelos eixos do NMDS foi de 83% (eixo 1 = 46%, eixo 2 = 37% da variação da distância original dos dados). A causa da separação dos anos 2004 e 2007 foi apontada como ocorrência da maior (2004 = 875 indivíduos) e menor abundância (2007 = 200 indivíduos) de espécies raras e pouco frequentes durante o período dos cinco anos de estudo. Estas espécies foram aquelas que totalizaram menos de 100 indivíduos durante todo o estudo.

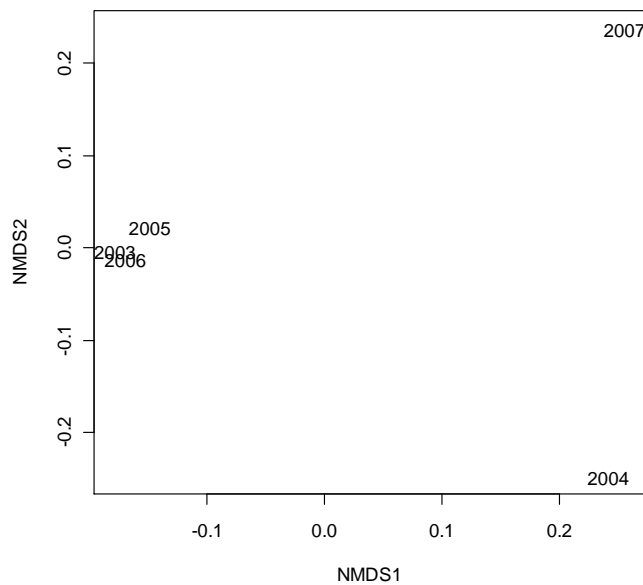


Figura 14. Valores de abundância calculados por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para cinco anos de estudo do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.

Em relação às abundâncias dos períodos de águas altas e águas baixas, a análise de ordenação NMDS mostra uma separação entre esses dois períodos (mais no eixo2). Isto significa que abundâncias de águas altas são totalmente diferentes das abundâncias de águas baixas (Fig. 15), sendo adicionalmente corroboradas estatisticamente com o valor de p dos valores do eixo 1 ($t = -4,3604$, $df = 4$, $p = 0,01$). Na análise da abundância dos períodos de águas altas e baixas dos cinco anos de estudo, a variação captada pelos eixos do NMDS foi de 81% para dados de abundância das espécies (eixo 1 = 67% eixo 2 = 14% da variação da distância original dos dados).

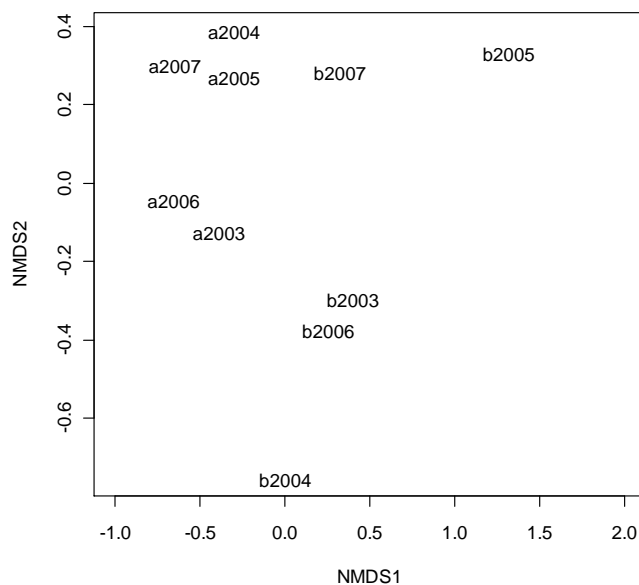


Figura 15. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de águas altas (a) e baixas (b) baseado nas abundâncias de peixes do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003-2007.

Biomassa

A soma dos dois eixos para os valores de biomassa foi 89% (eixo 1= 85% , eixo 2= 4%). A análise do NMDS para os valores de biomassa dos cinco anos de estudo expôs um isolamento dos dados de biomassa para esses anos (Fig. 16). Apesar de não haver evidências de um agrupamento robusto, os anos 2003, 2005 e 2007 mostraram leve tendência a serem mais similares nas suas biomassas (Fig. 16). Já para os valores das biomassas dos períodos de águas altas e baixas para os quais os dois eixos capturaram 86% (eixo 1 = 80%, eixo 2 = 6%), não é possível visualizar um agrupamento ou separação evidente das biomassas entre todos os períodos (Fig. 17). Estatisticamente não há diferença entre as biomassas de águas altas e baixas ($t = -1,361$, $df = 4$, $p = 0.24$).

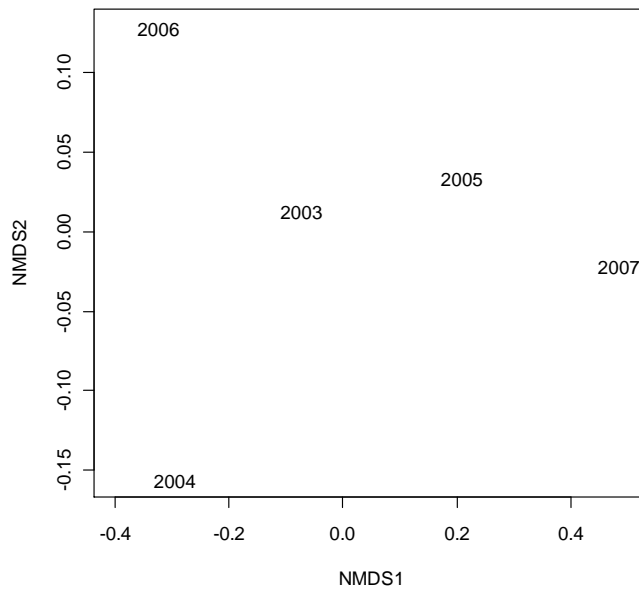


Figura 16. NMDS baseado nas biomassas dos anos 2003 – 2007 do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena.

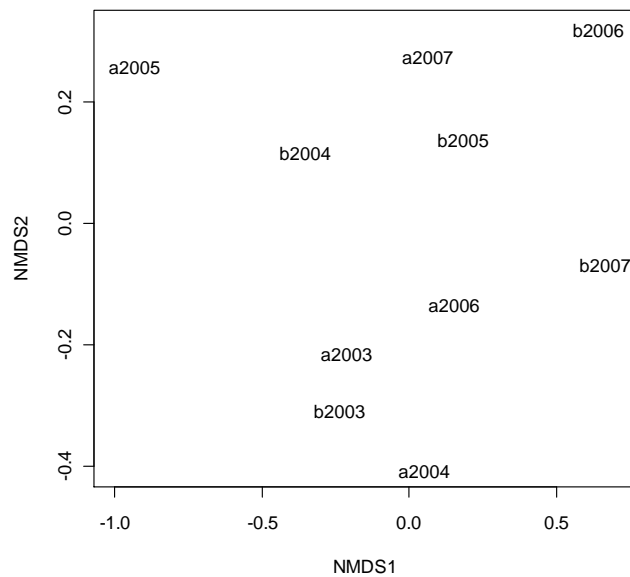


Figura 17. NMDS para os valores de biomassa do período de águas altas (a) e baixas (b) do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena durante os anos 2003 – 2007.

Para os valores de abundância e biomassa dos indivíduos correlacionados com o período de águas altas e águas baixas, verificou-se que cada período alterou as abundâncias ($p < 0,001$), e as biomassas ($p = 0,005$) dos indivíduos que compõem as assembleias de peixes do sistema da Ilha do Xiborena durante os cinco anos de estudo.

Estabilidade e persistência da assembleia de peixes

O resultado do Coeficiente de Variação (CV) para as assembleias de peixes do sistema da ilha do Xiborena mostrou que as assembleias são altamente flutuantes (CV= 78,01%), indicando que a abundância relativa das assembleias variou de forma considerável no tempo sem tendência de permanecer em equilíbrio ou de retornar a este. Já o resultado do coeficiente de concordância de Kendall (W) mostrou não haver persistência das comunidades ao longo do período estudado ($W = 0,11$, $X^2 \geq 107,8$ e $gl = 196$); isto mostra que não houve presença contínua das espécies ao longo dos cinco anos de estudo.

4. DISCUSSÃO

Composição, riqueza, abundância e biomassa de espécies

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que composição e abundância de peixes de bancos de macrófitas flutuantes são formadas principalmente pelas ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes. Segundo Roberts (1972), esta tendência é de se esperar, já que na bacia Amazônica há uma grande prevalência da superordem Ostariophysi, com cerca de 85% das espécies, das quais 43% são Characiformes, 39% Siluriformes e 3% Gymnotiformes. A dominância de Characiformes sobre as demais ordens é um padrão observado na ictiofauna de regiões tropicais, em especial na bacia Amazônica (Lowe-McConnell, 1999). Esta dominância também foi encontrada por Sánches-Botero & Araújo-Lima (2001); Freitas & Garcez (2004); Siqueira-Souza & Freitas (2004); Chellappa et al. (2005); Granado-Lorencio et al. (2007); Baginski et al. (2007) e Prado et al. (2010).

Apesar da ordem Perciformes não fazer parte da superordem Ostariophysi, esta teve também alta representatividade durante os cinco anos de estudo. Resultados similares em sistema de várzea foram observados por Tejerina-Garro et al. (1998); Freitas & Garcéz (2004); Meschiatti et al. (2000) e Petry et al. (2003).

Bancos de macrófitas abrigam principalmente espécies de pequeno porte (mais de 83% das espécies) e indivíduos em estágios juvenis de espécies maiores, o que provavelmente está associado às condições ambientais favoráveis que as macrófitas

aquáticas fornecem em termos de oxigênio dissolvido (Siqueira-Souza & Freitas, 2004), abrigo, disponibilidade de alimento (Prado & Freitas, 2010; Delariva et al., 1994) e como área de berçário (Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001), suprimindo assim as necessidades biológicas e ecológicas das espécies (Cúnico et al. 2002). Este resultado também foi observado por Casatti et al (2003) no reservatório do rio Paranapanema, por Delariva et al. (1994) e Meschiatti et al. (2000) nas bacias do rio Paraná, e por Junk (1973) e Araújo-Lima et al. (1986) na região Amazônica. As assembléias de peixes da Ilha do Xiborena foram compostas por espécies de pequeno porte e típicas de sistemas lênticos. *Moenkhausia lepidura* foi a espécie mais dominante, este fato possivelmente deve-se ao comportamento desta espécie formar pequenos cardumes (Zaret, 1984), e por utilizar este sistema como abrigo ou mesmo local de reprodução e de alimento (Pompeô et al., 1997; Meschiatti et al., 2000; Sánchez-Botero et al., 2007). Estudos como os de Goulding (1998) e Araújo-Lima et al. (1986) destacam que esta espécie alimenta-se de vegetais, sementes e insetos, embora Esteves & Galetti (1994), sugerem que o gênero tenha hábitos alimentares onívoros, encontrando nas macrófitas um ampla disponibilidade de itens potencialmente consumíveis (Esteves, 1998; Schiesari et al., 2003).

Juvenis de espécies de maior tamanho como *Mylossoma duriventre*, *M. aureum* e *Serrasalmus maculatus* foram também encontradas habitando os bancos de macrófitas. Semelhante ao presente estudo, Leite & Araújo-Lima (2000), Oliveira (2000) e Martelo et al. (2008) mostraram que as duas primeiras espécies utilizam eficientemente ambientes de macrófitas em lagos de várzea. Macrófitas, portanto, são habitats importantes que devem ser conservados visando à manutenção do potencial produtivo dos recursos pesqueiros da Amazônia central (Goulding, 1998; Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Carvalho et al., 2005).

Ao analisar os períodos de águas altas e baixas, os resultados mostram que apenas dez espécies, foram comuns nos dois períodos. Este fato suporta que, apesar de existirem espécies que compartilham o mesmo habitat, diferenças sazonais existem e influenciam, de certa forma, a composição e abundância das espécies da localidade da Ilha do Xiborena. Este resultado suporta a hipótese de Junk et al. (1989) onde variações sazonais do nível da água, influenciadas pelo pulso de inundação, são de fato responsáveis pela modificação das assembléias de peixes e de outros organismos aquáticos de sistemas de áreas alagáveis da Amazônia.

Eventos biológicos como alta taxa de predação poderiam ter incidido na baixa riqueza de espécies durante o período de águas baixas. Henderson (1999), afirma que a perda no tamanho dos habitats que ocorre no período da seca resulta em um aumento da predação à medida que os animais tornam-se mais concentrados devido à

falta de abrigo dentro dos lagos. Isto também foi observado por Machado (2003), Agostinho et al. (2007) e Milani et al. (2010).

Dentre os valores de biomassa, os Characiformes apresentaram maiores valores. Henderson & Crampton (1997) e Do Vale (2003), observaram mesma tendência, onde os Characiformes também contribuíram com uma maior biomassa, porém com espécies diferentes. *Schizodon fasciatus* foi a espécie que apresentou maior biomassa durante os cinco anos de estudo. Apesar desta espécie não ser uma das mais abundantes ela foi bastante representativa pelo fato de que os indivíduos presentes nas macrófitas eram de tamanhos de médio a grande em ambos os períodos (águas baixas e altas).

Mesmo que o período hidrológico seja de ocorrência cíclica, prognósticos no que se refere à composição, abundância e biomassa de peixes de lagos de várzea não são previsíveis (Junk et al, 1989, 1997). Os valores de abundância e biomassa total registrados neste estudo mostraram diferenças após o ano de 2005, ano em que se presenciou uma das mais severas secas da região Amazônica. Apesar das espécies de peixes terem sobrevivido a tais eventos, mortes em grande escala além das mudanças nos habitats e altas taxas de predação e pesca (Merona, 1990) poderiam ter influenciado a baixa biomassa registrada neste estudo.

As curvas de rarefação, indicaram que a redução na riqueza nem sempre é um artefato da redução na abundância de indivíduos como ocorreu no estudo de Baginski et al. (2007). Isto pôde ser observado no anos de 2006 e 2007 onde com quase 4300 indivíduos o número de espécies variou de 107 a 75.

O estimador de riqueza (Jackknife) mostrou que o número de espécies para este trabalho (197) foram suficientes para avaliar a dinâmica das assembléias em comparação com os estudo de Petry et al. (2003) (139) nos lagos Janauacá, Januari ilha Marchantaria; Freitas & Garcéz 2004 (87) em canais do lago Cururu e Jacaré; Saint-Paul et al. (2000) (148) no lago Inácio e Henderson & Crampton (1997) na estação ecológica Mamirauá com 108 onde o número de espécies foram menores. Embora o estudo de Granado-Lorencio et al. (2007) feito em 36 lagos ao longo de 2000 km do rio Amazonas tenha mostrado o valor mais próximo (195), pode-se dizer que apesar dos métodos de coletas e sua intensa amostragem os estudos anteriores não estiveram dentro do valor previsto pelo método de jackknife (197–246). Apesar dos estudos anteriores mostrarem riquezas diferentes, o número de espécies compartilhadas como os nosso resultados são significativos; o fato deste lagos apresentarem faunas ícticas similares é decorrente da proximidade destes, facilitando a troca de espécies por migração e também por apresentarem semelhança entre os

fatores ambientais (Do Vale, 2003) que junto com a ajuda da dispersão de peixes por meio dos bancos de macrófitas refletem a grande similaridade de espécies compartilhadas

Turnover de espécies

Em assembléias naturais, é comum que existam variações temporais e sazonais no que se refere à abundância, composição e riqueza de espécies (Silva et al. 2010), as quais podem variar de forma previsível ou não (Espírito-Santo et al. 2009). Nos resultados desta pesquisa observou-se que a substituição de espécies ao longo dos cinco anos de coleta foi moderada, porém com forte alteração no ano de 2005.

Não obstante, apesar da diferença da composição de espécies entre os anos, um evento chave que provavelmente refletiu seus efeitos na variação temporal foi a seca de 2005 que segundo Fearnside (2006ab) gerou grandes impactos na ictiofauna e em outros organismos aquáticos; secas extremas como a ocorrida em 2005, podem causar queda no sucesso reprodutivo de algumas espécies (Mol et al., 2000), alteração na dinâmica de recrutamento, migração, emigração (Garcia et al., 2001) mudanças na composição, densidade riqueza e biomassa (Thomé-Souza & Chao, 2004) e redução gradual na riqueza e na abundância de espécies (Pompeu & Godinho, 2006). Marengo et al. (2008) e Zeng et al. (2008) afirmam que fenômenos como secas extremas, podem ocorrer a cada 60 anos sendo que eventos desta magnitude já tinham sido registrados na Amazônia. Segundo Val & Almeida-Val (1995), este tipo de cenário histórico e cíclico influenciou consideravelmente o desenvolvimento de adaptações fisiológicas e anatômicas dos peixes permitindo-lhes suportar condições extremas e conseguirem sobreviver até o presente. Sendo assim pode se dizer que as assembléias de peixes do sistema do Xiborena parecem estar adaptadas a este tipo de fenômeno. Assim como observado por Walker (1999) num lago do rio Tarumã-Mirim, mudanças nas assembléias de peixes de lagos de várzea podem ocorrer de forma passageira e o rápido retorno ao estado anterior assegura maior estabilidade às comunidades de organismos ali viventes. Bayley & Osborne (1993) observaram este mesmo padrão na bacia Salt Fork, Illinois nos E.U.A. Esses resultados concordam com nosso estudo, onde após o ano de 2005, o retorno das espécies ao sistema foi rápido e bastante notório durante e após a subida das águas.

Segundo Mol et al. (2000), o restabelecimento das espécies de peixes no sistema após uma seca pode ser promovido pela presença de abrigos próximos como poças profundas que conseguiram manter parte da ictiofauna durante esse período, ou por migração lateral das espécies (Cox-Fernandes, 1997). A partir dessa visão, o rápido restabelecimento e a reposição de espécie pode ser facilitada também no período da

cheia pelo grau de conectividade de lagos com o canal principal dos rios, contribuindo assim ao novo ingresso de indivíduos naqueles sistemas (Do Vale, 2003). A entrada de bancos de macrófitas é sem dúvida outro fator que influencia no restabelecimento de espécies já que, segundo o estudo de Schiesari et al. (2003), as macrófitas aquáticas são excelentes dispersoras de peixes e outros organismos.

Com a utilização do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para valores de presença/ausência, foi possível observar que as composições em cada um dos cinco anos foram diferentes. Apesar de existir uma boa parte de espécies compartilhadas, a presença de espécies raras e únicas em cada ano pode ter interferido nas análises. Dias (2008) menciona que espécies raras dificilmente ocorrem na maioria das unidades amostrais.

Apesar de ter sido detectado mudanças na composição entre os anos estudados, a análise de NMDS não detectou mudanças quando este parâmetro foi analisado em relação ao período de águas altas e águas baixas. As espécies que ocorrem no período de águas altas também ocorreram no período de águas baixas, porém com abundâncias diferentes. Este estudo difere do de Saint-Paul et al. (2000) onde as assembleias de peixes de águas altas e baixas foram separadas por dependências das espécies a diversos fatores biológicos como condições de vida favoráveis ou não.

Estabilidade e persistência da assembleia de peixes

Nossos resultados também mostraram que a persistência da assembleia de peixes foi baixa, isto indica que as espécies que ocorreram em cada ano de observação não foram as mesmas. Esses dados são corroborados pelas taxas de substituição de espécie relativamente altas, ou seja, pelo menos 50% da composição de espécie aparentemente muda de ano para ano. Quando analisamos a composição de espécies entre os períodos águas altas e baixas (intra-anual), essa diferenciação não pôde ser percebida. É possível que o nível de percepção das mudanças seja apenas sentido quando a observação é feita de maneira mais ampla. Cabe mencionar que estudos temporalmente longos são necessários para que mudanças pequenas possam ser percebidas (Bradt, 1999).

Estudos da mudança temporal nas comunidades devem levar em consideração a existência de alguma forma de distúrbio (Connell & Sousa, 1983). Os distúrbios ecológicos podem ser definidos como eventos relativamente discretos no tempo, de caráter cíclico e que como resultado alteram a estrutura de uma população, comunidade ou, até mesmo, de um ecossistema (White & Pickett, 1985; Davey & Kelly, 2007; Magoulick & Kobza, 2003). Distúrbios porém podem ser ocasionados por fatores

determinísticos ou estocásticos. Neste contexto, para os sistemas aquáticos da região amazônica, como os grandes rios, a contração e expansão das águas causadas pelo pulso de inundação são eventos cíclicos que de certa maneira conferem adaptações as espécies ali viventes, estruturando a riqueza e composição da biota aquática, especialmente os peixes. Junk et al. (1989) sugeriram que os picos sazonais de inundações e secas constituem a maior força controladora da biota em rios com planícies alagáveis, desempenhando papel fundamental na manutenção das comunidades. De fato as assembléias de peixes da Ilha do Xiborena são fortemente influenciada pelo pulso de inundação na sua composição, riqueza e biomassa, e que apesar de ser um evento cíclico, eventos estocásticos, tais como a seca de 2005 podem ter influenciado de maneira não previsível.

5. Conclusões.

Ao analisar as assembléias de peixes da ilha do Xiborena durante cinco anos de estudo (2003 – 2007) observou-se que as assembléias peixes da ilha do Xiborena são compostas por espécies típicas de sistemas lênticos, além de serem fortemente influenciadas pelo pulso de inundação.

Durante esses cinco anos de pesquisa observou-se também que a diversidade, riqueza, composição, abundância e biomassa das espécies de peixes nas macrófitas aquáticas da Ilha do Xiborena apresentaram diferenças significativas ao longo dos anos estudados; porém a composição de espécies permanece a mesma nos períodos hidrológicos de águas altas e águas baixas ao longo dos anos de estudos. Finalmente estas assembléias mostraram ser altamente flutuantes e resilientes após eventos extremos tal como ocorreu na forte seca extrema de 2005.

6. Referências:

- Agostinho, A.A; Gomes, L.C. & Julio Jr. H.f. 2003. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: Thomaz, S.M; Bini, L.M. (Eds). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Eduem, Maringá. 261 – 280p.
- Agostinho, A.A; Thomaz, S.M; Gomes, L.C. & Baltar, S.L.S.M.A. 2007. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). Aquatic Ecology. 41: 611 – 619.
- Albanese, B; Angermeier, P.L. & Peterson, J.T. 2009. Does mobility explain variation in colonisation and population recovery among stream fishes? Freshwater Biology. 54: 1444 – 1460.
- Albernaz, A.L. & Costa. L.R.F. 2007. Introdução, em conservação da várzea: Identificação e caracterização de regiões biogeográficas, Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea ProVárzea. Manaus.Edições IBAMA. 15 - 17p.
- Almeida, F.F. 2008. Fitoplâncton de um lago de inundação amazônico (Lago Catalão, Amazonas – Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas, Manaus 61p.
- Araújo-Lima, C. A.; Portugal, L. P. S.; Ferreira, E. G. 1986. Fish-macrophytes relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black water system in the central Amazon. Journal of Fish Biology, 29: 1-11.
- Baginski, L.J; Florentino, A.C; Fernandes, I.M; Penha, J.M.F & Mateus, L.A.F. 2007. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. Biota Neotropica. 7 (3): 233-238
- Bayley, P.B. & Osborne, L.L. 1993. Natural rehabilitation of streams fish populations in an Illinois catchment. Freshwater Biology. 29: 295 – 300.
- Bittencourt, M.M. & Amadio, S.A. 2007. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões – Amazonas nas proximidades de Manaus. Acta Amazonica. 37 (2): 303 – 308.
- Bradt, P.T. 1999. Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages: impact of physical of disturbance over twenty-five years. Hydrobiologia. 403: 123-133.

- Brito, J.G. 2006. Influência do pulso de inundação sobre variáveis limnológicas de um lago de várzea da Amazônia Central, lago Catalão. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia Fundação Universidade do Amazonas, Manaus 111p.
- Carvalho, E.D; Marcus, L.R.; Foresti, F. & Silva, V.F.B. 2005. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 17(1):45-56.
- Casatti, L; Mendes, H.F. & Ferreira, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir , Paranapanema river Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 63 (2): 213 – 222.
- Chambers, P.A; Lacoul, P; Murphy, K.J. & Thomaz, S.M. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*. 595: 9 - 26.
- Chellappa, S; Sá-Oliveira, J.C. & Chellappa, N.T. 2005 Fish fauna of a temporary lake in an Amazonian conservation area. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17(3):283-289.
- Colwell, B.K. 2009. EstimateS. Statistical estimation of species richness end shared species from samples. Version 8.2.0. University of Connecticut.USA.
- Connell, J.H & Sousa, W.P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist*. 121 (6): 789-824.
- Cox-Fernandes, C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 36-44.
- Crampton, W.G. 1999. Os peixes da Reserva Mamirauá: diversidade e história natural da planície alagável da Amazônia. In: H. L. Queiroz, & W. G. Crampton (Eds.), *Estratégia para manejo de Recursos Pesqueiros em Mamirauá* (pp. 10-36). Brasília: SCM, MCT-CNPq.
- Cúnico, A.M; Graça, W.J; Veríssimo, S. & Bini, L.M. 2002. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum*. 24 (2): 383 – 389.
- Davey, A.J.H. & Kelly, D.J. 2007. Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream: a landscape perspective. *Freshwater Biology*. 52: 1719 – 1733.

Delariva, R.L; Agostinho, A.A; Nakatani, K. & Baumgartner, G. 1994. Ichthyofauna Associated to Aquatic Macrophytes in the Upper Paraná River Floodplain. *Revista Unimar*, 16: 41-60.

Dias, S, M. 2008. Influência do manejo florestal de baixo impacto na comunidade de peixes em riachos de terra-firme, Amazônia Central. INPA. Dissertação de Mestrado. INPA, Manaus. 58p.

Do Vale, J.D. 2003. Composição e abundância da ictiofauna na área do Catalão, Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas, Manaus. 59p.

Espírito-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 Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology*: 54, 536–548.

Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência. 602p.

Esteves, K.E. & Galetti, P.M. 1994. feeding ecology of *Moenkhausia intermedia* (Pisces, Characidae) in a small oxbow lake of Mogi Guaçu river, São Paulo, Brasil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 5: 2198-2204.

Fearnside, P.M. 2006, a. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*. 36(3): 395 – 400.

____ 2006, b. A vazante na Amazônia e o aquecimento global. *Ciência Hoje*. 39 (231): 76-78.

Ferreira, E.J.G. 1993. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do Rio Trombetas, na área de influencia da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 23 N° 14(Suplemento), 88 p.

Ferreira, E.J.G.; Santos, G.M.; Jégu, M. 1988. Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucajaí, na área da ilha Paredão, Roraima, Brasil. *Amazoniana*, 10(3): 339- 352.

Freitas, C.E.C. & Garcéz, R.C.S. 2004. Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimões – Amazonas River (Amazon-Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 16 (3): 273 – 280.

Furch, K. & Junk, W.J. 1997. Physicochemical conditions in the floodplain. In: Ecological Studies, vol. 126. The Central Amazon Floodplain. Junk, W.J. ed. Springer – Verlag, Berlin. 39: 69 – 108p.

Garcia, A.M; Vieira, J.P. & Winemiller, K.O. 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. Journal of Fish Biology. 59: 1218 – 1238.

Goulding, M. 1993. Flooded forest of the Amazon, parts of the vast rain forest are as much aquatic as terrestrial ecosystem. Unique adaptations allow creatures to thrive in these inundated woods. Scientific American. 268 (3): 114 – 120.

Goulding, M. 1998. Pescarias amazônicas, proteção de habitats e fazendas nas várzeas: uma visão ecológica e econômica. Relatório técnico para o Projeto “Manejo dos recursos naturais da várzea” do Banco Mundial. Brasília: Ibama/Bird. 103p.

Goulding, M; Barthem, R. & Ferreira, E.J.G. 2003. The Smithsonian: Atlas of the Amazon. Princeton Editorial Associates Inc., Hong – Kong. 253p.

Goulding, M; Smith, N.J.H. & Hahar, D.J. 1996. Floods of Fortune – Ecology and Economy Along The Amazon. Columbia University Press, New York. 193p.

Goulding, M; Carvalho, M.L. & Ferreira, E.G. 1988. Rio Negro, Rich Life in Poor Water. Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as Seen Through Fish Communities. The Hague, The Netherlands: Academic Publishing. 200p.

Granado-Lorencio, C; Cervia, J.L & Araújo-Lima, C.R.M. 2007. Floodplain lake fish assemblages in the Amazon River: directions in conservation biology. Biodiversity and Conservation. 16: 679 – 692.

Hammer, O. 2010. PAST, Paleontological Statistics. Version 2.02. Natural History Museum University of Oslo, ohammer@nhm.uio.no.

Hansen, J. Sato, M; Ruedy, R; Lo, K; Lea, D.W. & Medina-Elizabe, M. 2006. Global temperature change. Proceedings of the National Academy of Sciences. 203 (39): 14288 – 14293.

Henderson, P.A & Crampton, W.G.R. 1997. A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the Upper Amazon. Cambridge University Press. Journal of Tropical Ecology, Cambridge. 13: 175-198.

- Henderson, P.A. 1999. O ambiente aquático da reserva Mamirauá. In: H. L. Queiroz, & W. G. Crampton, Estratégia para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá (pp. 01-09). Brasília: SCM, MCT-CNPq.
- Humphries, P. & Baldwin, D.S. 2003. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology*. 48: 1141 – 1146.
- Junk, W. J. 1973. Investigations of the ecology and production-biology of the “ floating meadows” (*Paspalo - Echinochloetum*) on the middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana*, 4: 9-112.
- Junk, W.J. 1980. Áreas inundáveis – um desafio para a Limnologia. *Acta Amazonica*. 10 (4): 775 – 795.
- Junk, W.J. 1983. Aquatic habitats in Amazonia. *The Environmentalist*. 4: 24 – 34.
- Junk, W.J. 1984. Ecology of the várzea floodplain of Amazonian white-water rivers. pp. 215–244. In: H. Sioli (ed.) *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and Its Basin*, Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- Junk, W.J. 1997. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies. Springer Verlag, Berlim. Vol, 126. 525p.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river–floodplain systems. In: Dodge, D.P. (ed). *Proceedings of International Symposium on Large River (LARS)*. Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 110–127.
- Junk, W.J. & Furch, K. 1993. A general review of tropical South American floodplains. *Wetlands Ecology and Management*. 2: 231 – 238.
- Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. 2004. Status of knowledge, ongoing research, and research needs in Amazonian wetlands. *Wetlands Ecology and Management*. 12: 597 – 609.
- Junk, W. J., Soares, M. G. M & Carvalho, F. M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon River floodplain near Manaus (Lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, 7: 397–431.

- Junk, W.J; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 110- 127p.
- Kikkawa, E.J & Anderson, D.J. 1986. Community ecology: pattern and process. Blackwell Scientific Publicatios, Melbourne. 432p.
- Krebs, C.J. 1989. Ecological methodology. Harpers Collins Publishers, Nova York. 654p.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological methodology. 2nd ed. Benjamin/Cummings. Nova York. 620p.
- Lake, P.S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. Freshwater Biology. 48: 1161 – 1172.
- Laurance, W.F; Cochrane, M.A; Bergen, S; Fearnside, P.M; Delâmonica, P; Barber, C; D' Angelo, S. & Fernandes, T. 2001. The future of the brazilian Amazon. Science. 291: 438 – 439.
- Leite, R.G & Araujo-Lima, C.A.R.M. 2000. A dieta das larvas de *Mylossoma aureum* e *M. duriventre* na Amazônia Central. Acta Amazonica. 30 (1): 129 – 147.
- Leite, R.G. 2000. Fontes de energia utilizadas pelas larvas de peixes no rio Solimões / Amazonas e suas áreas inundáveis. Tese de Doutorado, INPA, Manaus. 105p.
- 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.
- Lowe-McConnell, R.H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge University Press. 382 pp.
- Lowe-McConnel, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidade de peixes tropicais. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 533p.
- Machado, F.A. 2003. História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. Tese de doutorado, Universidade de Campinas, São Paulo. 230p.
- Magoulick, D.D. & Kobza, R.M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. Freshwater Biology. 48: 1186 – 1198.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Ed. Croom Helm. Londres. 179p.

- Marengo, J.A; Nobre, C.A. & Tomasella, J. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *American Meteorological Society*. 21(3): 495 – 516.
- Martelo, J; Lorenzen, K; Crossa, M. & McGrath, D.G. 2008. Habitat Associations of Exploited Fish Species in the Lower Amazon River–Floodplain System *Freshwater Biology*. 53, 2455–2464.
- Mattews, W.J. & Marsh-Mattews, E. 2003. Effects of the drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology*. 48: 1232 – 1253.
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, International Thomson Publishing. 756p.
- McCune, B; Grace, J.B. & Urban, D.L. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach. 300p.
- Meerhoff, M; Mazzeo, N; Moss, B. & Rodriguez-Gallego, L. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology* 37: 377– 391.
- Meggers, B. 1994. Archeological evidence for the impact of mega – Niño events on Amazonia during the past two millennia. *Climatic Change*. 28: 321- 338.
- Mérona, B. 1987. Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. *Acta Amazonica*. 16/17: 109-124.
- Merona, B. 1990. Fish communities and fishing in a floodplain lake of Central Amazonia *Bulletin d'Écologie*. t. 21 (3) : 71-76.
- Mérona, B. & Bittencourt, M.M. 1993. Les peuplements de poissons du “Lago do Rei”, un lac d'inondation d'Amazonie Centrale: description générale. *Amazoniana*, 12: 415-441.
- Meschiatti, A.J; Arcifa, M.S. & Fenerich – Verani, N. 2000. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*. 58: 133 – 143.
- Milani, V; Machado, F.A. & Silva, V.C.F. 2010. Assembléias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT, Brasil. *Biota Neotropica*. 10 (2): 261-270.

- Miranda, L.E; Driscoll, M.P. & Allen, M.S. 2000. Transient physicochemical microhabitats facilitate fish survival in inhospitable aquatic plant stands. *Freshwater Biology*. 44: 617 – 628.
- Mol, J.H; Resida, D; Ramlal, J.S. & Becker, C.R. 2000. Effects of El Niño – related drought on freshwater and brackish – water in Suriname, South America. *Environmental Biology of Fishes*. 59 : 429 – 440.
- Neiff, J.J; Neiff, A.P. & Verón, M.B.C. 2009. The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotropical Ichthyology*. 7 (1): 39 – 48.
- Nunes de Mello, J.A. & Barros, W.G. 2001. Notas e comunicações, enchentes e vazantes do Rio Negro medidas no Porto de Manaus, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*. 31 (2): 331 – 337.
- Oliveira, E.C. 2000. Distribuição sazonal de *Mylossoma aureum* e *M. duriventre* (Osteichthyes: Serrasalminae) na costa do Catalão, Rio Amazonas, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*. 30 (1): 155 – 166.
- Pacheco, E.B. & Da-Silva, C.J. 2009. Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé – Sinhá Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 69 (1): 101 – 108.
- Padial, A.A; Bini, L.M. & Thomaz, S.M. 2008. The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Brazilian Journal of Biology*. 68 (4): 1051 – 1059.
- Pelicice, F.M; Thomaz, S.M. & Agostinho, A.A. 2008. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. *Neotropical Ichthyology*. 6(4): 543 – 550.
- Petry, P; Bayley, P.B. & Markle, D.F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*. 63: 547 – 579.
- Pompeô, M.L.M; Henry, R; Moschini-Carlos, V. & Padovani, C.R. 1997. A influência da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitchcock nas características físicas e químicas da água na zona de desembocadura do Rio Parapanema na Represa de Jurumirim – SP. *Revista Brasileira de Ecologia*. 1: 44 - 53.

Pompeu, P.S. & Godinho, H.P. 2006. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 4 (4): 427 – 433.

Prado, K.L.L.; Freitas, C.E.C. & Soares, M.G.M. 2010. Assembléias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. *Biotemas*, 23 (1): 131-142.

Putman, R.J. 1996. *Community Ecology*. Chapman & Hall, Londres. 178p.

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, <http://www.R-project.org>.

Reis, R.R.; Kullander, S.O. & Ferraris, C.J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre: 729p.

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

Rodríguez, M.A & W.M. Lewis, Jr. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia*. 99: 166–180.

Rodríguez, A.M & Lewis, W.M. Jr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*. 67, 109–128.

Saint-Paul, U; Zuanon, J; Correa, M.A.V; Garcia, M; Fabre, N.N; Berger, U & Junk, W.J. 2000. Fish communities in the Central Amazonian white – and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*. 57: 235 – 250.

Sánchez-Botero, J.I.S. & Araújo – Lima, C.A.R.M. 2001. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta Amazonica*. 31 (3): 437 – 447.

Sánchez-Botero, J.I.; Farias, M.L; Piedade, M.T. & Garcez, D.S. 2003. Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 25 (2): 369 – 375.

Sánchez-Botero, J.I; Leitão, R.P; Caramaschi, E.P. & Garcez, D.S. 2007. The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for freshwater fish from Cabiúnas

Lagoon, Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Limnologica Brasileira*. 19 (2): 143 -153.

Santos, G.M. 1991. Pesca e ecologia dos peixes de Rondônia. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia - INPA, Manaus. 213 p.

Santos Conserva, A; Carvalho, M.P.; Costa, C.B. & Azevedo, V.A. 2007. In: Conservação da Várzea : Identificação e caracterização de regiões biogeográficas, Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea ProVárzea. Edições IBAMA. 65 – 75 p.

Santos, R. N. D., Ferreira, E. J. G. & Amadio, S. 2008. Effect of seasonality and trophic group on energy acquisition in Amazonian fish. *Ecology of Freshwater Fish*. 17, 340-348.

Schiesari, L; Zuanon, J; Azevedo – Ramos, C; Garcia, M; Gordo, M; Messias, M. & Vieira, E. M. 2003. Macrophytes rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the Lower Solimões River, Central Amazon. *Journal of Tropical Ecology*. 19: 333 – 336.

Schmidt, W.G. 1973. Primary production of phytoplankton in the three types of the Amazon waters. II. The limnology of a tropical floodplain lake in Central Amazonia (Lago Castanho). *Amazoniana*. 4: 139-203.

Siegel, S. 1975. Estatística não-paramétrica (Para as ciências do comportamento). McGraw-Hill. São Paulo. 350p.

Silva, F.R; Ferreira, E.J.G & Deus, C.P. 2010. Structure and dynamics of stream fish communities in the flood zone of the lower Purus River, Amazonas State, Brazil. *Hydrobiologia*. 651:279–289.

Sioli, H. 1967. Studies in Amazonian Waters. Atas do simpósio sobre a Biota Amazônica. 3 (limnologia): 9 – 50.

Sioli, H. 1985. Amazônia, fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Ed. Vozes. Petrópolis. 72p.

Siqueira-Souza, F. K. & Freitas, C. E. C. 2004. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões River. *Brazilian Journal of Biology* 64(3A): 501-510.

Slade, J.G; Dibble, E.D. & Smiley, P.C. 2005. Relationship between littoral zone macrophytes and the fish community in four urban Minnesota lakes. *Journal Freshwater Ecology*. 20: 635 – 640.

Sousa, R.G.C & Freitas, C.E.C. 2008. The influence of flood pulse on fish communities of floodplain canals in the Middle Solimões River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 6(2):249-255.

Tejerina-Garro; F, Fortin, R. & Rodriguez, M. 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.

Thomé-Souza, M.J.F. & Chao, N.L. 2004. Spatial and temporal variation of benthic fish assemblages during the extreme drought of the 1997-98 (El Niño) in the middle rio Negro, Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2 (3): 127 – 136.

Val, A.L. & Almeida-Val, V.M.F. 1995. Fishes of the Amazon and their environments: physiological and biochemical features. Springer – Verlag, Heidelberg. 224p.

Vieira, I. 2000. Frequência, constância, riqueza e similaridade da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una, Amazônia. *Revista Brasileira de Zootecias de Juiz de Fora*, 2 (2): 51-76.

Vieira, I.C.G; Toledo, P.M; Silva, J.M.C. & Higuchi, H. 2008. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. *Brazilian Journal of Biology*. 68 (4): 949 – 956.

Walker, I. 1999. Recovery of Amazonian blackwater fish fauna after extreme drought. In: Val, A.L. & Almeida-Val, V.M. (eds). *Biology of Tropical Fishes*. INPA. Manaus. 6: 75 – 85 p.

Wang, J; Chagnon, F.J.F; Williams, E.R; Betts, A.K; Renno, N.O; Machado, L.AT; Bisht, G; Knox, R. & Bras, R,L. 2009. Impact of deforestation in the Amazon basin on cloud climatology. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106 (10): 3670 – 3674.

White, P. S. & Pickett, S. T. A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: S.T.A. Pickett & P. S. White. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. San Diego: Academic Press: 3-13.

Winemiller, K.O. & Leslie, M.A. 1992. Fish assemblages across a complex, tropical freshwater / marine ecotone. *Environmental Biology of fishes*. 34: 29 – 50.

Zaret, T.M. 1984. Fish/zooplankton interactions in Amazon floodplain lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 22: 1305 – 1309.

Zeng, N; Yonn, J; Marengo, J.A; Subramaniam, A; Nobre, C.A; Mariotti, A. & Neelin, J.D. 2008. Causes and impacts of the 2005 Amazon drought. *Environmental Research Letters*. 3 : 1 – 9.

Zuanon, J. 2008. Peixes, pesca e clima na Amazônia: um ensaio sobre os efeitos das mudanças climáticas globais sobre os recursos pesqueiros na região do Rio Negro, Amazonas, Brasil. In: *Rio Negro, Manaus e as Mudanças no Clima*. Instituto Socioambiental (ISA). 31 – 39p.

ANEXOS

Anexo 1. Composição em porcentagem das assembléias de peixes de bancos de macrófitas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena de 2003 a 2007.

Espécies	Anos				
	2003	2004	2005	2006	2007
ORDEM CLUPEIFORMES					
Familia Engraulidae					
<i>Jurengraulis juruensis</i> Boulenger, 1898	-	0,07	0,01	-	-
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	0,17	0,03	-	0,13	-
Familia Pristigasteridae					
<i>Ilisha amazonica</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	0,03	0,01	0,52	0,02	-
<i>Pellona castelnaeana</i> Valenciennes, 1847	0,04	-	-	-	0,02
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)	-	0,01	-	0,04	0,03
<i>Pristigaster whiteheadi</i> Menezes & de Pinna, 2000	0,02	-	-	-	-
ORDEM CHARACIFORMES					
Familia Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	0,09	0,04	-	-	0,05
Familia Anostomidae					
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	0,08	0,23	0,04	0,02	-
<i>Anostomoides laticeps</i> (Eigenmann, 1912)	-	0,01	-	-	-
<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1858)	0,01	-	0,06	-	-
<i>Laemolyta varia</i> (Garman, 1890)	0,01	0,04	-	-	0,02
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	0,10	0,01	-	-	0,08
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	0,08	0,08	0,20	0,04	0,03
<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	-	0,04	0,06	0,06	-
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	-	0,02	-	-	-
<i>Rhytiodus microlepis</i> Kner, 1858	0,88	0,66	1,05	1,58	0,24
<i>Schizodon fasciatus</i> Spix & Agassiz, 1829	0,55	0,48	1,55	0,71	0,03
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	0,12	0,20	0,16	0,13	0,02
Familia Characidae					
<i>Agoniates anchovia</i> Eigenmann, 1914	0,02	0,01	0,01	0,02	-
<i>Aphyocharax pusillus</i> Günther, 1868	2,00	3,18	0,75	3,33	1,14
<i>Astyanax</i> sp,	0,12	-	-	-	-
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	-	-	0,72	-	-
<i>Chalceus erythrus</i> (Cope, 1870)	-	0,01	-	-	-
<i>Chalceus macrolepidotus</i> Cuvier, 1818	0,01	-	-	-	-
<i>Charax michaeli</i> Lucena, 1989	-	0,01	0,09	-	0,03
<i>Charax tectifer</i> (Cope, 1870)	0,02	0,13	0,30	0,04	-
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope, 1870)	2,66	0,91	1,40	2,27	0,32
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)	-	0,01	-	-	-
<i>Hemigrammus belottii</i> (Steindachner, 1882)	2,29	0,60	-	-	-
<i>Hemigrammus levis</i> Durbin, 1908	2,73	9,63	11,48	0,82	21,09
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	0,61	0,36	0,57	0,06	1,07

Continuação Anexo 1.

Espécies	Anos				
	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Heterocharax</i> sp.	-	0,01	-	-	-
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908	0,49	-	2,19	1,02	-
<i>Hyphessobrycon copelandi</i> Durbin, 1908	0,14	0,13	-	0,02	-
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	0,83	0,44	11,75	1,45	1,95
<i>Hyphessobrycon minimus</i> (Durbin, 1909)	10,93	1,51	1,13	14,86	-
<i>Iguanodectes spilurus</i> (Günther, 1864)	0,26	0,04	0,03	-	0,12
<i>Leptagoniates pi</i> Vari, 1978	0,02	-	0,01	-	-
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>icae</i> Eigenmann, 1908	1,05	-	-	-	-
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	-	0,54	0,20	0,95	3,02
<i>Moenkhausia dichroura</i> (Kner, 1858)	2,62	2,35	2,19	1,23	0,68
<i>Moenkhausia gracilima</i> Eigenmann, 1908	-	-	0,10	-	0,02
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	11,44	43,01	7,34	14,63	11,61
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	11,30	0,39	7,24	14,84	3,19
<i>Paragoniates alburnus</i> Steindachner, 1876	0,02	-	-	-	-
<i>Phenacogaster</i> af. <i>pectinatus</i> (Cope, 1870)	-	-	0,04	0,02	-
<i>Prionobrama filigera</i> (Cope, 1870)	0,94	0,47	0,52	0,54	2,31
<i>Prodontocharax alleni</i> Böhlke, 1953	-	-	0,01	-	-
<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)	0,28	0,64	0,63	0,65	0,03
<i>Roeboides myersii</i> Gill, 1870	0,14	0,13	0,01	-	-
<i>Serrapinnus</i> sp.nov.	2,52	2,39	0,67	3,53	5,71
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	0,08	1,22	0,77	1,10	2,24
<i>Serrapinnus micropterus</i> (Eigenmann, 1907)	5,51	2,76	1,99	6,04	6,92
<i>Stethaprion erythroops</i> Cope, 1870	0,06	0,03	-	-	-
Characidae sp.	-	-	0,03	-	-
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	0,06	0,05	-	-	0,02
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	0,79	0,44	0,06	0,09	-
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & agassiz, 1829)	0,05	-	-	-	-
<i>Triportheus auritus</i> (Valenciennes, 1850)	-	0,04	0,04	0,06	-
<i>Triportheus culter</i> (Cope, 1872)	-	0,09	-	-	-
<i>Triportheus rotundatus</i> (Jardine, 1841)	0,09	1,37	0,03	0,26	0,03
Familia Curimatidae					
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	0,06	-	0,01	-	-
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	-	-	-	0,02	-
<i>Curimatella alburna</i> (Müller & Troschel, 1844)	0,03	-	-	-	-
<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	0,01	-	-	-	-
<i>Curimatella meyeri</i> (Steindachner, 1882)	0,10	0,07	0,04	0,15	0,02
<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari, 1982	-	0,01	-	-	0,05
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	1,60	0,24	0,14	1,19	0,39
<i>Cyphocharax spiluropsis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	-	-	0,89	-	-

Continuação Anexo 1.

Espécies	Anos				
	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Potamorhina altamazonica</i> (Cope, 1878)	0,05	-	0,01	-	-
<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)	-	0,70	-	0,02	0,02
<i>Psectrogaster essequibensis</i> (Günther, 1864)	-	-	0,07	-	-
Familia Ctenoluciidae					
<i>Boulengerella maculata</i> (Valenciennes, 1850)	-	0,01	-	0,02	-
Familia Cynodontidae					
<i>Cynodon gibbus</i> (Agassiz, 1829)	-	0,01	-	0,11	-
<i>Hydrolycus scomberoides</i> (Cuvier, 1819)	-	0,03	-	0,04	-
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Agassiz, 1829	0,06	0,09	1,36	0,06	-
Familia Erythrinidae					
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	-	-	0,06	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	0,69	0,66	0,86	2,47	0,49
Familia Gasteropelecidae					
<i>Thoracocharax securis</i> (De Filippi, 1853)	0,01	-	-	-	-
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	-	0,07	-	0,02	-
Familia Hemiodontidae					
<i>Anodus</i> sp.	-	0,01	-	0,02	-
<i>Anodus elongatus</i> Agassiz, 1829	0,45	-	0,32	-	0,02
<i>Anodus melanopogon</i> Cope, 1878	-	0,16	-	-	1,03
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	0,33	0,47	0,03	0,61	-
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	-	0,13	0,67	-	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	0,01	-	-	-	-
Familia Lebiasinidae					
<i>Copella nattereri</i> (Steindachner, 1876)	0,17	0,19	0,54	0,30	0,61
<i>Nannostomus digrammus</i> (Fowler, 1913)	0,04	1,60	0,07	0,02	0,90
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876	0,39	1,75	1,58	1,08	1,44
<i>Nannostomus unifasciatus</i> Steindachner, 1876	1,64	4,33	5,16	1,34	21,38
<i>Pyrrhulina brevis</i> Steindachner, 1876	0,59	0,51	4,27	0,61	1,49
Familia Prochilodontidae					
<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829	0,01	-	0,10	0,09	-
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine, 1841)	0,14	0,07	0,96	0,02	0,05
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)	0,30	-	0,01	0,28	0,02
Familia Serrasalminidae					
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	-	0,01	0,06	0,02	-
<i>Metynnis argenteus</i> Ahl, 1923	0,58	0,16	-	0,04	0,05
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	0,81	0,15	0,67	0,56	0,10
<i>Myloplus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)	-	0,01	-	-	-
<i>Myleus setiger</i> Müller & Troschel, 1844	0,01	-	0,01	-	-
<i>Mylossoma aureum</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1,67	0,50	1,69	1,32	0,07

Continuação Anexo 1.

Espécies	Anos				
	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	6,39	3,28	6,51	4,00	1,07
<i>Piaractus brachipomus</i> (Cuvier, 1818)	-	-	0,01	-	0,02
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	0,73	0,16	0,11	-	0,20
<i>Serrasalmus altuvei</i> Ramirez, 1965	-	0,01	-	-	-
<i>Serrasalmus compressus</i> Jégu, Leão & Santos, 1991	0,04	-	-	0,09	-
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	0,15	0,08	0,17	0,24	0,07
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	6,97	1,25	3,08	4,28	0,56
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	1,16	0,42	0,14	0,65	0,19
ORDEM SILURIFORMES					
Familia Ageneiosidae					
<i>Ageneiosus atronatus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	0,02	-	-	-	0,02
<i>Ageneiosus brevis</i> Steindachner, 1881	0,03	0,01	0,01	-	-
Familia Aspredinidae					
<i>Amaralia hypsiura</i> (Kner, 1855)	-	0,05	-	-	-
Familia Auchenipteridae					
<i>Auchenipterus britskii</i> Ferraris & Vari, 1999	0,01	-	-	-	-
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	-	-	-	0,09	0,02
<i>Auchenipterichthys coracoideus</i> (Eigenmann & Allen 1942)	-	0,08	0,24	0,02	-
<i>Centromochlus heckelii</i> (De Filippi, 1853)	0,03	0,01	0,01	-	-
<i>Epapterus dispilurus</i> Cope, 1878	-	-	-	0,02	-
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	0,04	0,26	0,11	0,11	0,10
Familia Callichthyidae					
<i>Corydoras hastatus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	0,20	0,20	0,39	0,06	0,14
<i>Dianema longibarbis</i> Cope, 1872	-	-	-	0,02	-
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	-	-	0,01	0,02	-
Familia Cetopsidae					
<i>Cetopsis</i> sp.	-	0,02	-	-	-
<i>Hemicetopsis</i> sp.	0,01	-	-	-	-
Familia Doradidae					
<i>Anadoras grypus</i> (Cope, 1872)	-	0,03	0,06	0,02	0,02
<i>Hemidoras stenopeltis</i> (Kner, 1855)	0,01	-	0,01	0,04	-
<i>Nemadoras</i> sp.	-	0,01	-	-	-
<i>Opsodoras stuebelii</i> (Steindachner, 1882)	-	-	-	0,02	-
<i>Doras eigenmanni</i> (Boulenger, 1895)	0,10	-	-	0,28	0,07
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	0,01	-	-	0,02	-
<i>Trachydoras brevis</i> (Kner, 1853)	-	-	0,01	-	0,02
<i>Trachydoras steindachneri</i> (Perugia, 1897)	0,01	-	-	-	-
Familia Hypophthalmidae					
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	-	-	0,06	-	-

Continuação Anexo 1.

Espécies	Anos				
	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	0,03	-	0,01	-	-
Familia Loricariidae					
<i>Dekeyseria amazonica</i> Rapp Py-Daniel, 1985	0,11	-	-	-	-
<i>Farlowella</i> sp.	0,04	0,06	-	-	-
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	0,01	0,01	-	-	-
<i>Hypoptopoma</i> sp.	-	0,01	-	-	-
<i>Hypoptopoma gulare</i> (Cope, 1878)	0,87	0,88	0,03	-	0,02
<i>Hypostomus</i> sp.	0,05	-	-	-	-
<i>Oxyropsis</i> sp.	-	0,04	0,04	0,02	-
<i>Pterygoplichthys</i> sp.	-	0,17	-	-	-
<i>Rineloricaria castroi</i> Isbrücker & Nijssen, 1984	0,34	0,08	0,04	0,06	-
Familia Pimelodidae					
<i>Aguarunichthys</i> sp.	0,02	-	-	-	-
<i>Pimelodella altipinnis</i> (Steindachner, 1864)	0,03	0,02	-	-	-
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	0,09	0,04	0,10	0,06	0,02
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	0,13	-	-
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	-	-	-	-	0,03
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0,05	0,03	0,04	0,09	-
<i>Sorubimichthys planiceps</i> (Spix & Agassiz, 1829)	-	0,01	-	-	-
<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)	-	0,01	-	0,02	-
Familia Pseudopimelodidae					
<i>Microglanis</i> sp.	0,01	-	-	-	-
Familia Trichomycteridae					
<i>Stenolicmus</i> sp.	-	0,02	-	-	-
ORDEM GYMNOTIFORMES					
Familia Apteronotidae					
<i>Adontosternarchus balaenops</i> (Cope, 1878)	-	-	-	0,02	-
<i>Apteronotus bonapartii</i> (Castelnau, 1855)	0,04	0,01	-	-	-
<i>Parapteronotus hasemani</i> (Ellis, 1913)	0,15	0,08	0,01	0,13	0,02
<i>Sternarchella schotti</i> (Steindachner, 1868)	0,08	0,04	-	0,19	-
<i>Sternarchogiton nattereri</i> (Steindachner, 1868)	-	0,04	-	0,04	-
Familia Gymnotidae					
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	-	-	0,06	-	-
Familia Hypopomidae					
<i>Brachyhypopomus</i> sp.	-	-	-	-	0,02
<i>Brachyhypopomus</i> sp, nov,	0,04	0,02	0,57	0,43	0,07
<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner, 1880)	0,09	0,04	0,04	0,09	-
Familia Rhamphichthyidae					
<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855	0,05	0,06	0,01	-	-

Continuação Anexo 1.

Espécies	Anos				
	2003	2004	2005	2006	2007
Familia Sternopygidae					
<i>Distocyclus conirostris</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	0,05	-	-	-	-
<i>Eigenmannia limbata</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	0,05	0,19	-	0,11	0,02
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)	0,01	0,04	0,07	0,11	-
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>trilineata</i> López & Castello, 1966	-	0,59	-	0,02	0,02
<i>Rhabdolichops caviceps</i> (Fernández-Yépez, 1968)	-	0,01	-	-	-
<i>Rhabdolichops eastwardi</i> Lundberg & Mago-Leccia, 1986	-	0,11	-	0,04	-
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0,01	0,15	0,03	0,04	0,03
ORDEM PERCIFORMES					
Familia Cichlidae					
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller & Troschel, 1849)	-	-	0,09	-	-
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	0,02	0,10	0,57	0,02	0,15
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	-	0,01	0,24	0,02	-
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	0,05	0,01	0,10	0,32	0,25
<i>Apistogramma eunotus</i> Kullander, 1981	0,21	0,24	0,87	0,41	0,15
<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	-	0,02	0,29	0,02	-
<i>Caquetaia spectabilis</i> (Steindachner, 1875)	-	-	0,11	0,02	-
<i>Chaetobranchus flavescens</i> Heckel, 1840	-	0,01	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831	0,45	0,11	0,10	0,15	0,05
<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821	-	0,04	0,06	-	-
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983	0,06	0,16	1,07	0,56	0,25
<i>Crenicichla inpa</i> Ploeg, 1991	-	0,10	-	0,11	0,02
<i>Crenicichla</i> gr. <i>lugubris</i>	-	0,01	-	-	-
<i>Crenicichla notophthalmus</i> Regan, 1913	0,01	-	-	-	-
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	-	-	-	0,02	-
<i>Heros efasciatus</i> Heckel, 1840	1,03	0,01	0,21	0,17	0,17
<i>Heros spurius</i> Heckel, 1840	0,11	0,03	0,36	0,11	0,08
<i>Hypseleacara temporalis</i> (Günther, 1862)	0,03	0,03	0,04	0,06	0,07
<i>Mesonauta insignis</i> (Heckel, 1840)	7,04	3,01	6,51	4,37	5,26
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)	0,25	0,24	0,66	0,32	0,31
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	0,08	0,01	-	-	-
<i>Satanoperca lilith</i> kullander & Ferreira, 1988	-	0,01	-	-	-
Familia Eleotridae					
<i>Microphilypnus amazonicus</i> Myers, 1927	0,11	0,05	0,69	0,11	0,14
Familia Sciaenidae					
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	-	0,01	-	-	-
ORDEM BELONIFORMES					
Familia Belonidae					
<i>Potamorhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	0,05	-	-	-	-

Continuação Anexo 1.

Espécies	Anos				
	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Pseudotyloturus microps</i> (Günther, 1866)	0,01	-	-	-	-
ORDEM CYPRINODONTIFORMES					
Familia Rivulidae					
<i>Rivulus obscurus</i> Garman, 1895	0,02	0,06	0,07	0,13	0,07
ORDEM SYNBRANCHIFORMES					
Familia Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	0,13	0,14	0,19	0,50	0,19
ORDEM TETRAODONTIFORMES					
Familia Tetraodontidae					
<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)	0,15	0,17	0,03	0,04	-
Total geral 197 spp.	100%	100%	100%	100%	100%

Anexo 2. Espécies mais abundantes para o período de águas baixas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para os anos de 2003 -2007.

Espécies baixas	Número de indivíduos
<i>Moenkhausia lepidura</i>	7.434
<i>Nannostomus unifasciatus</i>	2.161
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	1.911
<i>Mesonauta insignis</i>	1.606
<i>Hemigrammus levis</i>	1.466
<i>Hyphessobrycon minimus</i>	1.341
<i>Serrapinnus micropterus</i>	1.183
<i>Serrapinnus</i> sp.nov.	688
<i>Aphyocharax pusillus</i>	661
<i>Pyrrhulina brevis</i>	489
<i>Nannostomus eques</i>	474
<i>Hemigrammus belottii</i>	290
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	287
<i>Prionobrama filigera</i>	279
<i>Nannostomus digrammus</i>	271
<i>Curimatopsis macrolepis</i>	258
Total Geral	20.799

Anexo 3. Espécies mais abundantes para período de águas altas do sistema flúvio-lacustre da Ilha do Xiborena para os anos de 2003 -2007.

Espécies	Número de indivíduos
<i>Hemigrammus levis</i>	2.170
<i>Mylossoma duriventre</i>	1.621
<i>Moenkhausia lepidura</i>	1.301
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1.139
<i>Hyphessobrycon eques</i>	911
<i>Hyphessobrycon minimus</i>	649
<i>Moenkhausia dichroura</i>	595
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	574
<i>Serrapinnus micropterus</i>	529
<i>Mesonauta insignis</i>	423
<i>Serrapinnus</i> sp.nov.	416
<i>Mylossoma aureum</i>	386
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	306
<i>Rhytiodus microlepis</i>	289
<i>Nannostomus unifasciatus</i>	259
<i>Aphyocharax pusillus</i>	228
<i>Hyphessobrycon bentosi</i>	200
<i>Serrapinnus microdon</i>	189
<i>Hoplias malabaricus</i>	179
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	162
Total Geral	12.526

Anexo 4. Biomassa total das espécies mais abundantes no sistema da Ilha do Xiborena dentre os anos 2003-2007 e suas respectivas porcentagens.

Espécies	Biomassa (kg)	% dos indivíduos
<i>Schizodon fasciatus</i>	6,26	10,72
<i>Mesonauta insignis</i>	5,17	8,86
<i>Hoplias malabaricus</i>	4,16	7,13
<i>Rhytiodus microlepis</i>	2,59	4,44
<i>Mylossoma duriventre</i>	1,97	3,37
<i>Mylossoma aureum</i>	1,63	2,79
<i>Moenkhausia lepidura</i>	1,40	2,39
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	1,37	2,35
<i>Sternopygus macrurus</i>	1,35	2,31
<i>Triportheus rotundatus</i>	1,34	2,30
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	1,24	2,13
<i>Pterophyllum scalare</i>	1,24	2,12
<i>Acaronia nassa</i>	1,19	2,04
<i>Roeboides myersii</i>	1,03	1,76
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	0,99	1,70
<i>Triportheus albus</i>	0,90	1,55
<i>Curimatella meyeri</i>	0,81	1,40
<i>Hypoptopoma gulare</i>	0,79	1,36
<i>Parapteronotus hasemani</i>	0,77	1,31
<i>Hemigrammus levis</i>	0,75	1,28
<i>Heros efasciatus</i>	0,75	1,28
<i>Prochilodus nigricans</i>	0,74	1,27
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	0,67	1,14
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	0,62	1,07
<i>Nannostomus unifasciatus</i>	0,58	1,00
<i>Eigenmannia limbata</i>	0,58	1,00
Total Geral	40,89 kg	70,07%