

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE ÁGUA DOCE E
PESCA INTERIOR**

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL NA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO
DE ASSEMBLÉIAS DE PEIXES BENTÔNICOS EM UM TRECHO DO ALTO
RIO MADEIRA, RONDÔNIA**

ARIANA CELLA RIBEIRO

Manaus, Amazonas

Maio de 2010

ARIANA CELLA RIBEIRO

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL NA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO
DE ASSEMBLÉIAS DE PEIXES BENTÔNICOS EM UM TRECHO DO ALTO
RIO MADEIRA, RONDÔNIA**

ORIENTADORA: Dra. Cláudia Pereira de Deus

CO-ORIENTADOR: Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

Manaus, Amazonas

Maio de 2010

Fontes Financiadoras: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Santo Antônio Energia (SAE)

FICHA CATALOGRÁFICA

R484

Ribeiro, Ariana Cella

Varição espacial e temporal na estrutura e composição de assembléias de peixes bentônicos em um trecho do Alto rio Madeira, Rondônia / Ariana Cella Ribeiro.

--- Manaus : [s.n.], 2010. xv, 81 f. : il. color.

Dissertação (mestrado)-- INPA, Manaus, 2010

Orientador : Claudia Pereira de Deus

Sinopse:

Foi avaliada a estrutura de peixes bentônicos do trecho de corredeiras do rio Madeira, sendo avaliada a possível existência de um gradiente longitudinal na distribuição da riqueza e composição de espécies, bem como os possíveis efeitos de variáveis limnológicas e ambientais sobre essas assembléias de peixes. Não foi observado um aumento da riqueza de espécies no sentido montante-jusante, no entanto, ocorreram evidências de substituição de espécies entre as áreas estudadas.

1- Peixes bentônicos 2- Estrutura de comunidades 3- Gradiente longitudinal

AGRADECIMENTOS

A minha querida orientadora Claudia, muito atenciosa e com paciência não só para me ensinar como correr atrás do que era novidade para execução desse trabalho. Muito obrigada pela orientação!

Ao meu co-orientador Jansen, um profissional incrível e admirável que sempre apresentou sábias idéias que foram essenciais para tomar diversas decisões para realização desse trabalho. Agradeço a ele também por ter revisado todos os peixes coletados no fundão do Madeirão e claro por ter me ensinado muito sobre todos eles.

Ao INPA pela oportunidade do mestrado e pela infra-estrutura, a todos os professores do PPG Biologia de Água Doce e Pesca Interior pela ajuda na minha formação e amadurecimento, e claro a Carminha pela atenção e cafezinhos durante as tardes sonolentas!

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

A Universidade Federal de Rondônia pela infra-estrutura do Laboratório e Coleção de Peixes e a Santo Antônio Energia pelo financiamento e logística do projeto Programa de Monitoramento e Conservação da Ictiofauna do rio Madeira, que gerou oportunidade de uso dos dados para realização do meu mestrado.

A Dra. Carolina Doria, uma amiga e grande idealizadora de um grupo de pesquisa consistente e capaz na área da ictiologia e pesca da Amazônia, agradeço por nunca deixar de ser uma orientadora para mim! Parabéns Carol, nosso grupo esta firme, forte e crescendo cada vez mais!

A Gislene Torrente Vilara, pela amizade e carinho além de muita orientação nos estudos. Obrigada pelo grande esforço que sempre teve em me ensinar como funciona esse fantástico sistema do rio Madeira. E não se esqueça que você será sempre uma parceira, mesmo que de longe!

Ao Roberval pela amizade e por me ensinar a metodologia do arrasto bentônico e ao Sr. Manuel, um grande companheiro nas coletas.

Ao Thiago pelo Abstract, muitíssimo obrigada!

A todos os integrantes do Laboratório de Ictiologia e Pesca da UNIR, dos antigos (Túlio, Alice, Luiz, Neto, Fabíola, Talles e Haissa) aos novos amigos (Cris, Bruno, Denise, Carlos e demais).

Aos sistematas José Birindelli, Lúcia Rapp Py-Daniel e Marcelo Rocha pelas revisões taxonômicas realizadas na Coleção Ictiológica da UNIR, sendo grande parte das espécies capturadas nesse estudo incluídas na revisão.

Ao Eduardo Venticinque pela ajuda no entendimento e definição de algumas análises estatísticas aplicadas no presente estudo.

Aos meus pais, pelo amor e carinho além do total e fiel apoio na minha formação.

A minha família linda, William e Diogo, que durante muito tempo suportaram minha ausência, não só em longos trabalhos de campo como em períodos em Manaus. Muito obrigada pelo apoio e incentivo! Amo muito vocês.

A todos os meus companheiros de mestrado em Manaus (Alice, Lut, Marla, Marcelinha, Mariel, Túlio, Nanda, Minhoca, Xuleta, China e muitos outros que encheriam uma folha aqui!) todos acabaram se tornando uma grande família por muito tempo, e sem esse apoio ficar em Manaus não teria sido divertido!

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar a estrutura e composição das assembléias de peixes bentônicos que habitam o canal de um trecho de 450 km do rio Madeira, ao longo de um ciclo hidrológico anual (novembro de 2008 a outubro de 2009). Foi avaliada a existência de um gradiente longitudinal na distribuição da riqueza de espécies, bem como os possíveis efeitos de variáveis limnológicas e ambientais sobre a composição das assembléias de peixes. Três áreas amostragem foram estabelecidas em função da presença das cachoeiras de Jirau e Teotônio: a montante de Jirau, entre Jirau e Teotônio, e a jusante de Teotônio. Foram realizados 135 arrastos bentônicos com redes do tipo “*trawl net*”, dos quais 33 não capturaram exemplares e 24 capturaram apenas um peixe cada. No total, foram capturados 577 exemplares de 73 espécies, das quais 27 constituíram registros únicos. Houve um predomínio marcante de Siluriformes (55 espécies, 82% da riqueza total) e de Gymnotiformes (16 espécies, 17%), como esperado para comunidades de peixes bentônicos da Amazônia. As capturas foram sensivelmente maiores na estação seca (62 espécies, 469 exemplares) do que no período de águas altas (31 espécies, 108 exemplares). Não foi observado um aumento da riqueza de espécies no sentido montante-jusante ao longo do trecho; no entanto, ocorreram diferenças significativas na composição de espécies entre as três áreas testadas, com substituição de espécies entre as áreas estudadas. Não houve relação significativa entre a riqueza de espécies e as diversas variáveis ambientais testadas (oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, profundidade, turbidez, largura do rio, velocidade da corrente, período hidrológico e posição das cachoeiras Jirau e Teotônio), sendo explicada unicamente pela abundância de peixes nas amostras. A composição das espécies nos locais de amostragem diferiu significativamente em relação à posição da cachoeira Teotônio, ao período hidrológico e à condutividade elétrica da água. Isso indica a existência de descontinuidades na composição das assembléias de peixes bentônicos ao longo do rio Madeira, onde a cachoeira do Teotônio constitui um marco divisório na paisagem aquática. As assembléias de peixes bentônicos do trecho encachoeirado rio Madeira foram marcadas por uma alta riqueza de espécies, associada a uma abundância de peixes muito baixa. As condições ambientais particulares desse trecho do rio (alta velocidade da correnteza, elevada turbulência, alta turbidez) provavelmente limitam a manutenção de grandes populações de peixes bentônicos, e devem restringir a ocorrência de boa parte das espécies típicas do canal dos rios da planície amazônica.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the structure and composition of benthic fishes assemblages in a 450 km stretch of the Madeira River, Rondônia State, Brazil. The study was undertaken through an annual hydrologic cycle (from November 2008 to October 2009). The existence of a longitudinal gradient in species richness was evaluated, as well as putative effects of limnological characteristics on the assemblages composition. Three sampling areas were established having the rapids of Jirau and Teotônio as natural barriers: 1) upstream Jirau; 2) between Jirau and Teotônio and 3) downstream Teotônio. Bottom trawl nets were used to perform 135 samplings, of which 33 brought no fish and 24 had only one fish each. A total of 577 specimens belonging to 73 species were captured, 27 of which representing single registers. Siluriformes (55 species, 82% of total richness) predominated in the samplings, followed by Gymnotiformes (16 species, 17%), as would be expected for benthic fish communities in Amazonia. The species richness and the number of organisms caught were higher in dry season (62 species, 469 specimens) in comparison with the high water season (31 species, 108 specimens). No increase in species richness was observed from upstream to downstream sampling sites. Notwithstanding, significant differences in assemblages composition occurred between the three areas by means of species substitution and differences in species abundances. There was no significant relationship between species richness and the environmental variables tested (dissolved oxygen, electric conductivity, depth, turbidity, river width, current speed, hydrologic period -dry and rainy- and the position of Jirau and Teotônio rapids), with only the fish abundance showing significant effects. The species composition in the sampling stretch differed significantly in relation to the position of Teotônio rapids, to the hydrological period, and to water conductivity. This indicates the existence of discontinuities in benthic fish assemblages' composition along the Madeira River, where the Teotônio rapid constitutes an important division to the aquatic landscape. The benthic fish assemblages in the rapids stretch of Madeira River showed high species richness associated with very low fish abundance. The particular environmental conditions in this stretch of the river (high water flow, turbidity and turbulence) possibly limits the maintenance of large populations of benthic fishes and restricts the occurrence of some species that typically occur in river channels of the Amazonian lowlands.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	8
2.1 Objetivo geral.....	8
2.2 Objetivos específicos.....	8
3. HIPÓTESES	8
3.1 Em relação à distribuição das espécies ao longo do trecho estudado (variação espacial): ..	8
3.2 Em relação às mudanças ambientais decorrentes do ciclo hidrológico sazonal (variação temporal):	9
3.3 Em relação aos fatores ambientais possivelmente relacionados com mudanças na estrutura e composição das assembléias de peixes bentônicos:	9
4. MATERIAL E MÉTODOS	10
4.1 Área de estudo.....	10
4.2 Pontos de amostragem.....	15
4.3 Coleta de amostras de peixes bentônicos	17
4.4 Coleta de dados ambientais.....	19
4.5 Análise dos dados	20
5. RESULTADOS	27
5.1 Caracterização ambiental.....	27
5.2 Eficiência de amostragem.....	28
5.3 Variação espacial na riqueza e composição das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira	29
5.4 Variação temporal na riqueza e composição das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira	40
5.5 Influência das características abióticas (limnológicas e ambientais) na riqueza e composição das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira.	44
6. DISCUSSÃO	47
6.1 Riqueza e abundância de espécies nas assembléias de peixes bentônicos do rio Madeira 47	
6.2 Composição taxonômica das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira	51
6.3 Variação temporal da riqueza e composição da ictiofauna bentônica	53
6.4 Riqueza e composição da ictiofauna bentônica ao longo do trecho estudado: o papel das corredeiras e cachoeiras como delimitadores da distribuição da ictiofauna	56

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63
ANEXO I. Valores médios das variáveis bióticas por local de amostragem nas três áreas estudadas do rio Madeira (A- Montante Jirau; B- Entre Jirau e Teotônio; C- Jusante Teotônio) nos períodos de seca e cheia.	75
ANEXO II. Ictiofauna bentônica capturada nas três áreas estudadas do trecho de corredeiras do rio Madeira.	76
ANEXO III. Ictiofauna bentônica capturada no trecho de corredeiras do rio Madeira por Torrente-Vilara (2009) e no presente estudo.	78
ANEXO IV. Ictiofauna bentônica capturada durante o presente estudo no trecho de corredeiras do rio Madeira.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores de riqueza, abundância, diversidade (índice de Shannon-Wiener-H') e Equitabilidade de Pielou (J) para cada ponto amostrado no trecho de corredeiras do rio Madeira, para as nove amostras mensais combinadas.	31
Tabela 2. Índices de Diversidade (Shannon-Wiener H'), Equitabilidade (Pielou J) e teste t (Hutcheson, 1970) de diferença para os valores de diversidade das três áreas amostradas na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira (A- montante da cachoeira Jirau, B- entre cachoeiras Jirau e Teotônio, C- jusante de Teotônio).	33
Tabela 3. Valores de correlação R e de probabilidade (p) obtidos em comparações par-a-par da similaridade na composição de espécies de peixes bentônicos (Jaccard) para as três áreas amostradas (A- Montante Jirau; B- Entre Jirau e Teotônio; C- Jusante Teotônio), por meio de uma Análise de Similaridade (ANOSIM).	36
Tabela 4. Valores de contribuição das espécies bentônicas para o padrão de dissimilaridade na composição da ictiofauna bentônica entre as áreas A e B no rio Madeira (SIMPER).	37
Tabela 5. Valores de contribuição das espécies bentônicas para o padrão de dissimilaridade na composição da ictiofauna bentônica entre as áreas B e C no rio Madeira (SIMPER).	38
Tabela 6. Valores de contribuição das espécies bentônicas para o padrão de dissimilaridade na composição da ictiofauna bentônica entre as áreas A e C no rio Madeira (SIMPER).	39
Tabela 7. Riqueza, abundância, diversidade (Shannon-Wiener H') e equitabilidade de Pielou (J) de peixes bentônicos nos 15 pontos de amostragem, durante os períodos de seca e cheia, nas áreas de corredeiras do rio Madeira.	42
Tabela 8. Valores de correlação (R) e probabilidade (p) obtidos na comparação da composição das assembléias de peixes bentônicos para as três áreas estudadas no rio Madeira (A- Montante Jirau; B- Entre Jirau e Teotônio; C- Jusante Teotônio) nos períodos de seca e cheia (ANOSIM).	44
Tabela 9. Resultado da análise de regressão múltipla para valores de riqueza de espécies (Log10) e variáveis ambientais (Log10) selecionadas (R ² =0,95; N=25). Resultados significativos (p<0,05) encontram-se marcados em negrito.	45
Tabela 10. Resultado da análise de regressão múltipla para valores de diversidade alfa de Fisher (variável dependente) e variáveis ambientais selecionadas (R ² =0,46; N=25).	46

Tabela 11. Resultado da análise de regressão múltipla para composição de espécies (representada pelo primeiro eixo da análise de NMDS) e as variáveis ambientais selecionadas ($R^2=0,86$; $N=25$). Valores significativos ($p<0,05$) encontram-se marcados em negrito..... 47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização do encontro das águas dos rios Mamoré e Beni (Fonte: Google Earth).....	11
Figura 2. Cachoeira de Jirau durante estação de forte seca (Foto: Gislene Torrente Vilara).	12
Figura 3. Cachoeira do Teotônio (Imagem Google Earth, 2009).....	13
Figura 4. Cachoeira do Teotônio (Foto: Igor Rechetnicow Alves).	13
Figura 5. Cachoeira de Santo Antônio (Imagem Google Earth, 2009).....	14
Figura 6. Valores médios mensais do nível do rio Madeira (cotas) entre os meses de Out/2008 e Nov/2009, obtidos a partir de valores diários medidos no porto do Cai n'água, em Porto Velho, Rondônia.....	15
Figura 7. Localização da área de estudo no rio Madeira com as principais cachoeiras marcadas e os 15 pontos amostrais. (Área A: pontos 1 ao 5, área B: pontos 6 ao 10, área C: pontos 11 ao 15).....	17
Figura 8. Esquema ilustrativo da forma de utilização da rede de arrasto bentônico (Desenho de Luciana F. Assakawa).....	18
Figura 9. Variáveis ambientais (físicas e limnológicas) mensuradas ao longo da calha do trecho de corredeiras do rio Madeira nos períodos de seca e cheia (1-15= locais de amostragem, arranjados da nasente para foz).....	28
Figura 10. Número cumulativo de espécies capturadas nos arrastos bentônicos na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira. Amostras com captura= 0 foram retiradas da análise. N= 102 amostras.	29
Figura 11. Valores de riqueza acumulada de espécies de peixes bentônicos no trecho de corredeiras do rio Madeira.	32
Figura 12. Porcentagem de espécies compartilhadas entre locais de amostragem adjacentes, organizados da nscente para foz ao longo do trecho estudado do rio Madeira. O primeiro ponto no gráfico representa a porcentagem de espécies compartilhadas pelo local 2 em relação ao local 1.	33
Figura 13. Análise de agrupamento para valores de similaridade (UPGMA) na composição das assembléias de peixes bentônicos por local de amostragem (15 locais de amostragem) no trecho estudado no rio Madeira.	34
Figura 14. Similaridade (Jaccard) em relação à distância fluvial (Km) entre os pontos amostrados na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira.	35

Figura 15. Valores totais da riqueza de espécies observada (número de espécies acumulado em cada um dos 15 pontos de amostragem) nos períodos de seca e cheia ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira.	41
Figura 16. Análise de agrupamento para valores de similaridade (UPGMA, Jaccard) na composição das assembléias de peixes bentônicos por local de amostragem (15 pontos) e períodos (seca e cheia) na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira.	43

1. INTRODUÇÃO

A ictiofauna da Amazônia ocupa uma diversidade de ambientes aquáticos que incluem igarapés, rios de médio e grande porte, praias, bancos de herbáceas aquáticas, cachoeiras, corredeiras, entre outros (Lowe-McConnell, 1999). Essa diversidade de ambientes, presentes em águas claras, brancas e pretas, contribui para que a Amazônia abrigue a ictiofauna de água doce mais diversa do mundo. Para a região Neotropical é estimada a existência de cerca de 4.500 espécies, sendo cerca de 2.000 delas atualmente ocorrendo na região amazônica (Reis *et al.*, 2003; Buckup *et al.*, 2007).

Apesar da alta riqueza de espécies de peixes na Amazônia, os estudos publicados sobre esse tema estão concentrados em alguns tipos de ambientes aquáticos, especialmente grandes rios, onde o foco principal tem sido as espécies pelágicas de médio e grande porte, de interesse da pesca comercial (Smith, 1979; Paiva, 1983; Ferreira *et al.*, 1998; Sabino & Zuanon, 1998; Santos & Ferreira, 1999). Mais recentemente, assembleias de peixes que vivem associados ao fundo do canal dos grandes rios passaram a ser relatadas na literatura, demonstrando que muitas espécies de ocorrência rara em águas rasas são abundantes nesses ambientes mais profundos (e.g. Lopez-Rojas *et al.*, 1984; Mago-Leccia *et al.*, 1985; Stewart *et al.*, 1987; Cox-Fernandes *et al.*, 2004; Thomé-Souza & Chao, 2004; Ferreira *et al.*, 2007; Rapp Py-Daniel *et al.*, 2007).

Cox-Fernandes (1999) realizou um estudo ecológico abrangente sobre a distribuição de 40 espécies de peixes elétricos (Gymnotiformes) no rio Amazonas e em sete de seus principais tributários, com base em material coletado por meio de arrastos bentônicos. Análises de abundância numérica dessas amostras revelaram a existência de dois conjuntos de espécies: um grupo composto principalmente por apteronotídeos, que são comuns em habitats de águas brancas; e outro mais diverso, composto principalmente por

esternopigídeos, típicos de habitats de águas claras e pretas. Outra observação importante feita pela autora foi que os esternopigídeos tenderam a ocorrer em águas mais rasas, quando comparados aos apteronotídeos, o que indica a existência de preferências ecológicas diferenciadas dentre os Gymnotiformes que habitam o canal dos grandes rios amazônicos.

Outros estudos enfocaram comunidades de peixes bentônicos, porém em águas menos profundas. Stewart *et al.* (2002), em estudos na bacia do rio Napo, observaram a presença de dois conjuntos de espécies de peixes, um associado com águas rasas (praias), onde predominaram espécies da ordem Characiformes, e outro associado a ambientes com mais de dois metros de profundidade, com predomínio de Siluriformes. Stewart *et al.* (2002) afirmam que dependendo do aumento do nível da água, esses conjuntos de espécies poderiam se mover lateralmente em busca de melhores condições, dependendo da declividade do leito e das condições de vazão do rio.

Em relação à distribuição vertical de peixes bentônicos do canal de grandes rios amazônicos, maior abundância e riqueza de espécies são observadas até os 10 primeiros metros, diminuindo à medida que a profundidade aumenta (Barletta, 1995; Cox-Fernandes, 1995; Thomé-Souza & Chao, 2004). Entretanto, Lopez-Rojas *et al.* (1984) em estudos no rio Orinoco, observaram uma alta incidência de Gymnotiformes em águas com até 20 metros de profundidade. Isso evidencia a necessidade de estudos quantitativos mais detalhados sobre variações na riqueza, composição e abundância da ictiofauna em relação à profundidade para elucidar essa questão (Angermeier & Karr, 1984; Martin-Smith, 1998; Tejerina-Garro *et al.*, 2005).

Aparentemente a riqueza de espécies nos diferentes sistemas hidrográficos está positivamente relacionada com o tamanho da área da bacia (Diamond, 1975) o que representa uma relação (espécie-área) bem estabelecida para diversos grupos de organismos em várias regiões geográficas (e.g. Oberdorff *et al.*, 1995; Begon *et al.*, 1996; Mérigoux *et al.*, 2005).

al., 1998). É esperado um aumento na riqueza de espécies no sentido nascente-foz do rio, devido à adição de novos habitats e nichos ecológicos ao sistema, que podem ser ocupados por um número maior de espécies (Sheldon, 1968; Schlooser, 1987; Rahel & Hubert 1991; Matthews, 1998). Assim, a razão de maiores áreas conterem um maior número de espécies seria relacionada à maior heterogeneidade ambiental contida nesses sistemas aquáticos (Pianka, 1988; Minshall *et al.*, 1985; Begon *et al.*, 1996; Lowe-McConnell, 1999; Goulding *et al.*, 2003).

Em escala local, fatores físicos como o tamanho do hábitat podem ser úteis para determinar a riqueza e a composição de espécies nos diferentes ambientes (Tonn, 1990). Em ambientes aquáticos, variações temporais em comunidade biológicas podem estar associadas a características limnológicas sazonalmente variáveis (Schlosser, 1982). A literatura destaca a temperatura como a variável mais importante para ambientes temperados (Waite & Carpenter, 2000). Em ambientes tropicais como a Amazônia, apesar da escassez de estudos dessa natureza, a riqueza e biomassa da ictiofauna têm sido positivamente relacionadas com a condutividade elétrica e a concentração de nutrientes na água (Ibarra & Stewart, 1989; Taylor *et al.*, 1993; Galacatos *et al.*, 1996; Mérigoux *et al.*, 1998; Saint-Paul *et al.*, 2000; Galvis *et al.*, 2006, Arbelaéz *et al.*, 2008) e com a concentração de oxigênio dissolvido (Henderson & Walker, 1990).

As variações ambientais provocadas pelo ciclo hidrológico anual também podem afetar a ictiofauna bentônica de rios amazônicos, modificando a composição e distribuição das espécies. No lago do Prato, Arquipélago das Anavilhanas, no rio Negro, foi observado que durante a seca ocorreu um predomínio de peixes Characiformes no fundo do lago, quando a ictiofauna tipicamente bentônica teria migrado para um canal adjacente, provavelmente em busca de refúgio ou de condições ambientais mais adequadas (Garcia & Saint-Paul, 1992; Garcia, 1995). Ainda no rio Negro, mas no seu afluente, o rio Branco,

Thomé-Souza & Chao (2004) observaram que os Siluriformes e Gymnotiformes mais abundantes foram substituídos na estação seca por pequenos peixes dos gêneros *Creagrutus* (Characiformes: Characidae) e *Geophagus* (Perciformes: Cichlidae), típicos de águas rasas marginais. Essa modificação na estrutura das assembléias de peixes sugere uma importante variação intra-anual na riqueza e composição das espécies da ictiofauna bentônica, possivelmente motivada pela restrição de habitats associados à planície alagável durante o auge da estação seca.

A literatura aponta espécies da ictiofauna bentônica que possuem seu ciclo de vida desenvolvido predominantemente no canal principal dos rios, como os grandes bagres pimelodídeos migradores (Barthem *et al.*, 1991; Barthem & Goulding, 1997). Outras espécies utilizam esse ambiente como rota de acesso a locais de crescimento, alimentação, desova, ou mesmo como refúgio durante o período de seca (Junk *et al.*, 1989), como é o caso de diversas espécies de Characiformes (e. g. Welcomme, 1985; Cox-Fernandes, 1997). Outras, ainda, utilizam os canais dos rios exclusivamente como rotas de dispersão, tanto ativa quanto passiva.

Larvas de peixes de diversos grupos taxonômicos são conduzidas à deriva pelas águas dos rios no seu canal principal (incluindo o fundo dos rios) até atingirem as áreas de inundação, onde adquirem o primeiro alimento exógeno (Leite & Araújo-Lima, 2002). Peixes da ordem Siluriformes, como algumas espécies de grandes bagres migradores da família Pimelodidae, têm seus ovos carreados pelo canal e desenvolvem as fases larvais antes de alcançar o estuário, que serve como importante berçário e local de crescimento inicial (Barthem *et al.*, 1991; Barthem & Goulding, 1997; Araújo-Lima & Oliveira, 1998; Leite *et al.*, 2006; 2007).

Estudos sobre assembléias de peixes bentônicos têm mostrado que essas são compostas principalmente por espécies de Siluriformes e Gymnotiformes, representadas por

peixes de hábitos predominantemente noturnos (Cox-Fernandes, 1999; Lowe-McConnel, 1999; Albert, 2001). Comunidades de peixes bentônicos, apesar de serem consideradas mais estáveis temporalmente quando comparadas com comunidades de peixes que ocupam outros habitats aquáticos (Matthews *et al.*, 1982 *apud* Matthews, 1998), podem também sofrer influência de diversos fatores físicos e biológicos. Cox-Fernandes *et al.* (2004) analisaram a diversidade e distribuição de peixes elétricos (Gymnotiformes) nos treze maiores afluentes do rio Solimões-Amazonas e na sua calha principal. Esses autores evidenciaram que os tributários têm um efeito positivo sobre a riqueza de espécies na região de confluência com o rio Solimões-Amazonas. No entanto a riqueza de espécies de Gymnotiformes não aumentou ao longo do rio Amazonas, sugerindo que o incremento na riqueza é apenas local, e não gera um acúmulo de espécies no sentido nascente-foz, ao contrário do esperado (cf. Matthews, 1998).

A bacia do rio Madeira representa a maior sub-bacia de drenagem amazônica, com 1.300.000 km² (Santos & Ferreira, 1999; Goulding *et al.*, 2003) e é reconhecida como especialmente rica em espécies de peixes (LEME, 2005; Camargo & Giarrizzo, 2007; Rapp Py-Daniel *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2009; Torrente-Vilara, 2009). Em seu trecho médio-alto, imediatamente a montante da cidade de Porto Velho (Rondônia), o rio apresenta uma série de corredeiras, entre as quais as cachoeiras de Jirau e Teotônio, que têm sido descritas como importantes obstáculos na distribuição e/ou rota migratória de diversas espécies de peixes (Keller, 1874; Goulding, 1979; Zanata & Toledo-Piza, 2004; Araújo *et al.*, 2009; Torrente-Vilara, 2009). A jusante desse trecho encachoeirado, o rio Madeira percorre a planície amazônica propriamente dita, com forte influência do pulso sazonal de inundação do rio Amazonas (Goulding, 1979; Torrente-Vilara, 2009).

No trecho médio-alto do rio Madeira foram desenvolvidos nos anos de 2003 a 2005 os diagnósticos ambientais de duas hidrelétricas planejadas para aquela área (AHes Jirau e

Santo Antônio) (LEME, 2005). Nesses estudos, capturas experimentais com arrastos bentônicos foram dominadas por Siluriformes, incluindo registros de ocorrência de juvenis de grandes bagres migradores como a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) e o babão (*Brachyplatystoma platynemum*), corroborando a hipótese de que esses bagres utilizam o rio Madeira como rota de migração para desova nas cabeceiras. Também foi verificado que as assembléias de peixes bentônicos desse trecho de corredeiras apresentaram baixa abundância de Gymnotiformes, fato que foi hipoteticamente relacionado à descaracterização do ambiente por atividades antrópicas (especialmente garimpagem com dragas) no leito do rio Madeira nas últimas décadas. Rapp Py-Daniel *et al.* (2007) realizaram um estudo sobre assembléias de peixes bentônicos no canal do rio Madeira em seu trecho baixo, incluindo o rio Aripuanã, e segundo esses autores, parte do leito do rio se encontrava alterado por atividades de mineração, o que aparentemente levou a uma sensível redução no número de espécies bentônicas naquele trecho do rio. Esses autores também registraram predomínio de Siluriformes nas capturas, contudo, Gymnotiformes apresentaram riqueza e abundância significativas naquele trecho do rio Madeira.

Além da suposta influência de fatores históricos, variações na estrutura e composição das assembléias de peixes bentônicos ao longo do rio Madeira podem estar associadas à heterogeneidade fisiográfica da bacia. Na região da confluência dos rios Mamoré e Beni, o rio Madeira apresenta um canal relativamente estreito e recebe a mistura das águas claras, relativamente ácidas e pobres em sedimentos em suspensão do rio Guaporé-Mamoré, com as águas turvas e carregadas de sedimentos do rio Beni. Logo a jusante dessa área, o trecho de corredeiras que se estende até as imediações de Porto Velho apresenta o canal profundo e substrato predominantemente rochoso, uma planície de inundação muito reduzida e estreita, e a presença de tributários de pequeno porte. Nessa área intermediária e de fortes corredeiras, destacam-se na paisagem as cachoeiras de Jirau e Teotônio, que delimitam um

trecho de rio caracterizado pela presença desses dois obstáculos potenciais para a dispersão e migração de peixes. A jusante de Porto Velho e das principais cachoeiras, o rio Madeira apresenta um canal mais largo e menos profundo do que no trecho de corredeiras, substrato inconsolidado (areia e argila), e uma planície alagável progressivamente mais ampla, drenada por tributários de porte maior.

Essas diferenças longitudinais nas características ambientais do rio Madeira possivelmente se refletem na estrutura das assembléias de peixes bentônicos, que devem apresentar variações estruturais e de composição de espécies. Da mesma forma, mudanças ambientais decorrentes do ciclo hidrológico sazonal possivelmente se refletem em alterações nas assembléias de peixes bentônicos, ao facilitar ou restringir o contato da ictiofauna do canal com ambientes sazonalmente alagáveis. Por outro lado, em se tratando de trechos diretamente conectados de um mesmo rio e que, portanto, são banhados pelas mesmas águas, seria esperado que fatores limnológicos tivessem pouca influência sobre as características das assembléias locais de peixes bentônicos. Neste sentido, o presente estudo tem como objetivo principal analisar as variações espaciais e temporais na assembléia de peixes bentônicos ao longo de um trecho de aproximadamente 450 km do rio Madeira em Rondônia.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a estrutura e composição das assembléias de peixes bentônicos que vivem no canal do rio Madeira, ao longo de um ciclo hidrológico anual.

2.2 Objetivos específicos

1. Determinar a composição, riqueza e diversidade das assembléias de peixes bentônicos ao longo de um trecho do rio Madeira.
2. Analisar a variação temporal da riqueza e composição da ictiofauna bentônica ao longo de um ciclo hidrológico anual.
3. Analisar as relações entre a composição de espécies das assembléias e as características limnológicas dos locais de amostragem ao longo do trecho estudado no rio Madeira.

3. HIPÓTESES

3.1 Em relação à distribuição das espécies ao longo do trecho estudado (variação espacial):

$H_{0,1}$: A riqueza e composição da ictiofauna bentônica não diferem ao longo do trecho estudado no rio Madeira.

H_{1.1}: A riqueza e composição da ictiofauna bentônica diferem ao longo trecho estudado no rio Madeira.

3.2 Em relação às mudanças ambientais decorrentes do ciclo hidrológico sazonal (variação temporal):

H_{0.2}: A riqueza e composição das assembleias de peixes bentônicos não variam ao longo de um ciclo hidrológico no trecho estudado no rio Madeira.

H_{1.2}: A riqueza e composição das assembleias de peixes bentônicos mudam ao longo de um ciclo hidrológico no trecho estudado no rio Madeira.

3.3 Em relação aos fatores ambientais possivelmente relacionados com mudanças na estrutura e composição das assembleias de peixes bentônicos:

H_{0.3}: As características ambientais locais (limnológicas e estruturais) não influenciam a riqueza e composição da comunidade de peixes bentônicos.

H_{1.3}: As características ambientais locais (limnológicas e estruturais) influenciam significativamente a riqueza e composição da comunidade de peixes bentônicos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A sub-bacia do rio Madeira é a maior dentre todas as 13 que compõem a bacia Amazônica, cobrindo 1.380.000 km² em territórios do Brasil, Bolívia e Peru (Goulding *et al.*, 2003). O rio Madeira é o único afluente do rio Amazonas a drenar todos os três principais tipos de áreas de drenagem da Amazônia: os flancos altamente erosivos dos Andes, o Maciço Brasileiro desnudado e antigo, e as terras baixas do Terciário cobertas por florestas alagáveis (Goulding, 1979).

O rio Madeira é também considerado como o maior afluente do rio Amazonas em descarga de sedimentos e vazão, sendo responsável por 15% do total da descarga (McClain *et al.*, 1995; Carvalho & Cunha, 1998; Dunne *et al.*, 1998; Latrubesse *et al.*, 2005). Trata-se de um sistema geologicamente jovem, que ainda está definindo o seu próprio leito e, por conseqüência, promove um elevado grau de erosão fluvial. Suas águas brancas (Sioli, 1967) são altamente turvas, de cor amarelada a ocre, e carregam grandes quantidades de materiais em suspensão (oriundos da região andina e pré-andina) com origem em materiais vulcânicos, ricos em nutrientes (Goulding *et al.*, 2003). Na maior parte do ano a transparência vertical de suas águas é inferior a 10 cm, entretanto, no curto período de seca local, esse valor pode chegar a 40 cm, clareando suas águas por duas ou três semanas (Goulding, 1979).

Os principais afluentes do curso do rio Madeira em território brasileiro, na divisa Brasil-Bolívia, são os rios do sistema Guaporé-Mamoré. O rio Guaporé nasce na chapada dos Parecis, no estado do Mato Grosso, a cerca de 700 m de altitude. Suas águas do tipo claras têm um curso de cerca de 1.300 km dos quais 850 km se constitui em um limite

natural entre os territórios Brasil e Bolívia, no estado de Rondônia (Santos, 1991). Já o rio Mamoré é um rio de águas brancas, que drena o território boliviano e tem cerca de 260 km de seu curso no Brasil, onde recebe as águas claras do rio Guaporé e, mais a jusante, de afluentes da Serra dos Pacaás Novos. O rio Beni deságua no rio Mamoré na área onde estão localizadas as cachoeiras Laje, Madeira e Ribeirão. E é a partir desse ponto que o curso do rio passa a ser denominado de Madeira no Brasil (Figura 01).



Figura 1. Localização do encontro das águas dos rios Mamoré e Beni (Fonte: Google Earth).

O trecho do rio Madeira a montante de Porto Velho é marcado pela ocorrência de um conjunto de 19 corredeiras principais (Goulding *et al.*, 2003), formadas principalmente de rochas graníticas. As corredeiras se iniciam na região de Cochabamba (cabeceira do rio Mamoré), na Bolívia, aproximadamente a 3.300 km da foz, em uma área regida por uma marcante variação temporal do nível do rio. Mas a área com maior concentração de

corredeiras na porção baixa dessa bacia tem cerca de 293 km, entre os municípios de Nova Mamoré e Porto Velho. Dentre as principais corredeiras desta área estão Jirau, Teotônio e Santo Antônio, com as maiores quedas e altos valores de velocidade da água (Figuras 02, 03, 04 e 05). Nesse trecho encachoeirado, os tributários do rio Madeira são geralmente pequenos e correm em vales encaixados, com barrancos de até 30m de altura. As variações anuais nos valores de vazão ao longo do ciclo situam-se entre 2.322 e 47.236 m³s⁻¹, e o nível da água pode oscilar entre 15,4 e 21,8 m (LEME, 2005; Torrente-Vilara, 2009).

A jusante de Porto Velho, no trecho médio-inferior do rio Madeira, na altura do Município de Manicoré (AM), o rio Madeira passa a sofrer forte influência do pulso de inundação do rio Amazonas e apresenta uma amplitude de variação sazonal no nível do rio de aproximadamente 6 m (Goulding *et al.*, 2003).



Figura 2. Cachoeira de Jirau durante estação de forte seca (Foto: Gislene Torrente Vilara).

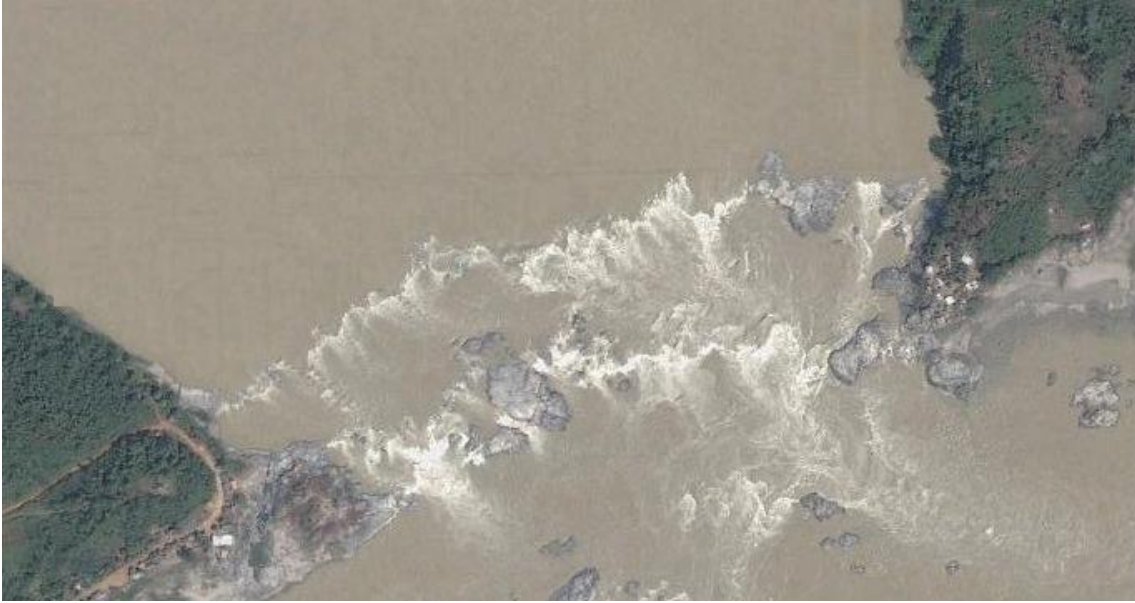


Figura 3. Cachoeira do Teotônio (Imagem Google Earth, 2009).



Figura 4. Cachoeira do Teotônio (Foto: Igor Rechetnicow Alves).



Figura 5. Cachoeira de Santo Antônio (Imagem Google Earth, 2009).

A pluviosidade média do alto rio Madeira oscila entre 1.400 e 2.500 mm/ano e mais de 90% desta descarga ocorre durante a estação chuvosa (SEDAM, 2002). O período anual de chuvas desse trecho encachoeirado do rio Madeira inicia-se comumente entre os meses de outubro e dezembro e estende-se até maio, com pico entre os meses de fevereiro e março, que correspondem ao período da cheia. No ano de 2009 a cheia se estendeu um pouco mais do que o normal, tendo alcançado valores máximos entre abril e meados de junho. A vazante do rio tipicamente se inicia entre o final do mês de maio ou início de junho, contudo, devido à grande cheia de 2009, ocorreu um atraso na decida das águas, que passaram a vazar com maior intensidade no mês de julho (Figura 06).

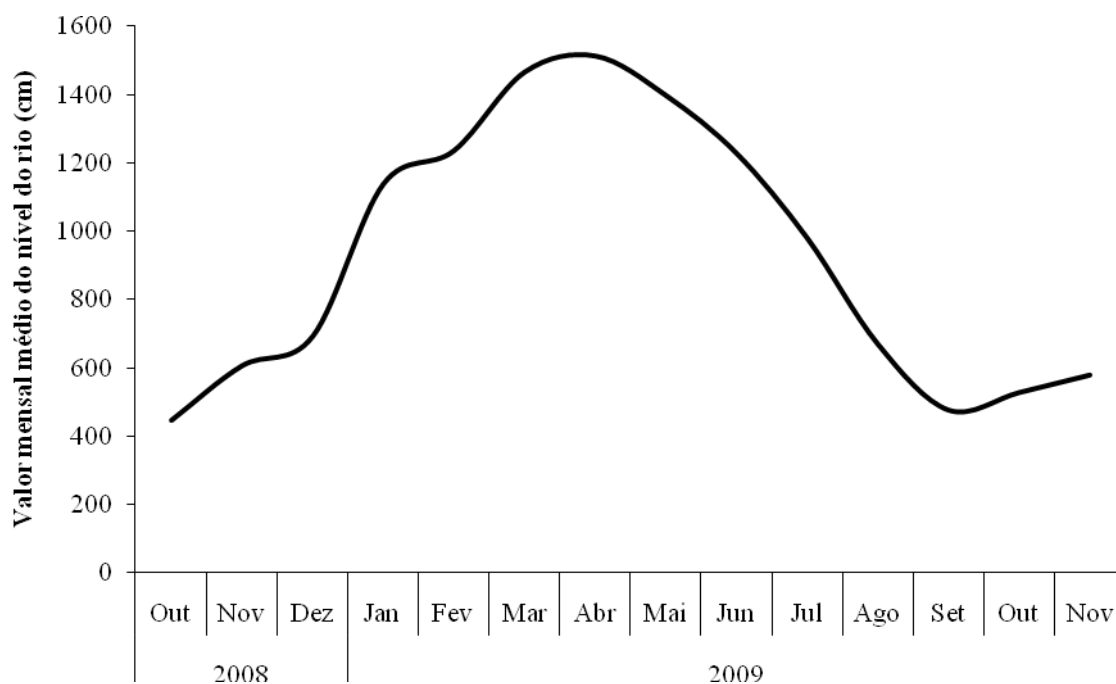


Figura 6. Valores médios mensais do nível do rio Madeira (cotas) entre os meses de Out/2008 e Nov/2009, obtidos a partir de valores diários medidos no porto do Cai n'água, em Porto Velho, Rondônia.

4.2 Pontos de amostragem

O trecho estudado no rio Madeira localiza-se nas cidades de Nova Mamoré ($10^{\circ}22'56.08''S$ / $65^{\circ}23'34.52''O$) e Porto Velho ($7^{\circ}23'07.34''S$ / $62^{\circ}59'21.04''O$) em Rondônia, compreendendo aproximadamente 450 km de extensão (Figura 07). Esse trecho foi dividido em três áreas, em função das características ambientais de cada uma delas e da presença das principais cachoeiras/corredeiras, e cada área foi representada por cinco pontos de amostragem.

Área A (montante da cachoeira Jirau): Os dois pontos amostrais localizados na parte alta da área de estudo situam-se imediatamente a jusante da cachoeira do Laje e a montante das cachoeiras Madeira e Ribeirão, nas proximidades da confluência dos rios Beni e Mamoré.

Essa área inclui a foz do maior afluente da margem esquerda no trecho em estudo do rio Madeira, o rio Abunã, um rio de porte médio e com águas claras, próximo a este afluente foram definidos os pontos três e quatro. O quinto ponto amostral localiza-se imediatamente a montante da cachoeira Jirau. Em função das características especiais desta área, principalmente pela proximidade entre as cachoeiras e presença de afloramentos rochosos, os pontos de amostragem não foram dispostos uniformemente ao longo desse trecho de 220 km do rio Madeira (distância entre a cachoeira Laje e cachoeira Jirau).

Área B (entre cachoeiras Jirau e Teotônio): Os cinco pontos de amostragem dessa área localizam-se desde imediatamente a jusante da cachoeira Jirau até o trecho logo a montante da cachoeira Teotônio, em uma extensão de 100 km do rio Madeira. Essa área inclui a foz do rio Jaciparaná, o maior afluente da margem direita do rio Madeira no trecho em estudo e semelhante ao rio Abunã em tamanho e tipo de água.

Área C (jusante cachoeira Teotônio): Os cinco pontos localizados nessa área estão distribuídos a jusante das cachoeiras de Teotônio e Santo Antônio, próximos ao município de Porto Velho. Nesse trecho de aproximadamente 100 km de extensão o rio Madeira recebe a contribuição apenas de pequenos e estreitos igarapés e pela ausência de corredeiras e cachoeiras. Nesse trecho o rio Madeira se torna mais largo e com uma planície de inundação progressivamente maior em direção à sua foz no rio Amazonas.

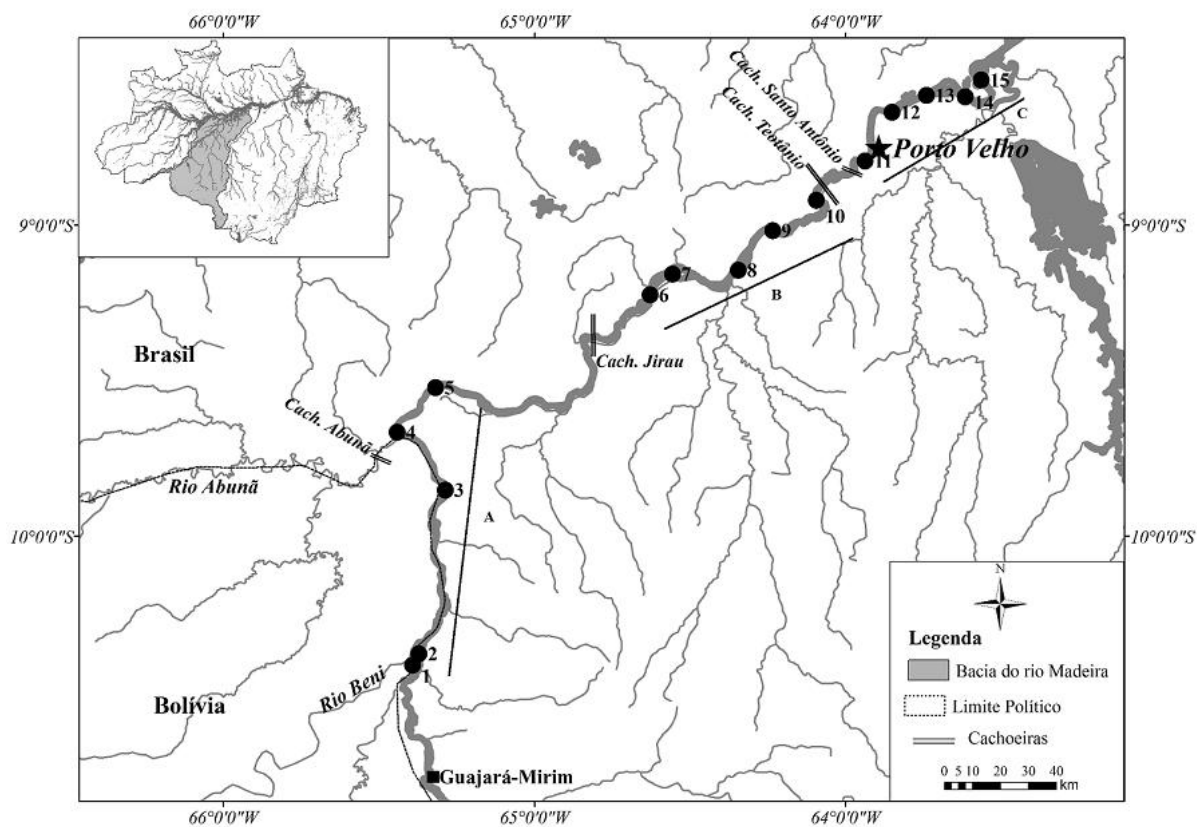


Figura 7. Localização da área de estudo no rio Madeira com as principais cachoeiras marcadas e os 15 pontos amostrais. (Área A: pontos 1 ao 5, área B: pontos 6 ao 10, área C: pontos 11 ao 15).

4.3 Coleta de amostras de peixes bentônicos

As amostras de peixes foram coletadas com rede de arrasto bentônico (*bottom trawl net*), formada por duas portas de madeira com armação de ferro, e corpo da rede composto por uma malha externa de 4 cm entre nós opostos. A rede tem forma de funil (3 m de comprimento X 3 m de largura X 0,5 m de altura da boca), com um saco de coleta interno de malha fina (5 mm entre nós opostos) para reter os peixes capturados. A rede foi tracionada por meio de um cabo de 40 m de comprimento (regulável), atado a uma canoa de alumínio de 6 m, impulsionada por um motor de 40 Hp (Figura 08).

Foram realizados arrastos mensais nos 15 pontos fixos de amostragem ao longo do trecho estudado do rio Madeira, entre novembro e dezembro de 2008 e de abril a outubro de

2009 (totalizando nove amostras em cada local, e 135 amostras no total). Em cada ponto foi realizado um arrasto de 10 minutos a cada mês, e a profundidade dos locais de amostragem variou entre 5,0 m e 20,0 m, de acordo com a variação sazonal do nível hidrológico do rio Madeira.

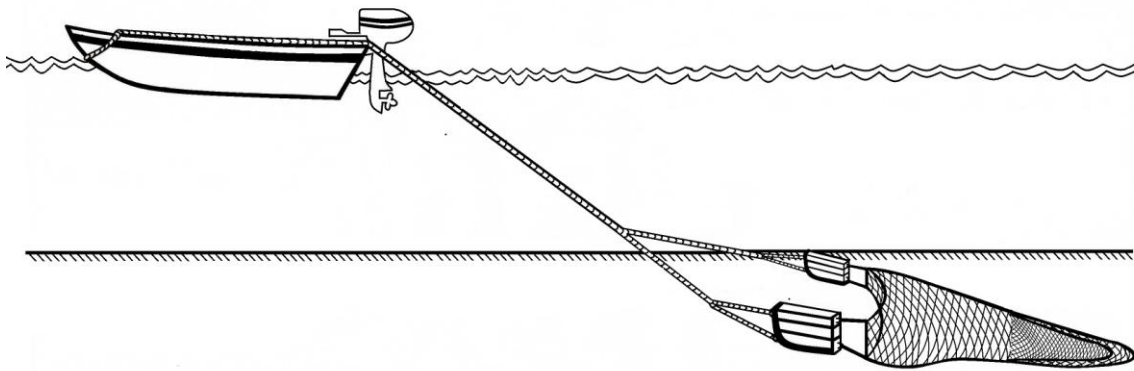


Figura 8. Esquema ilustrativo da forma de utilização da rede de arrasto bentônico (Desenho de Luciana F. Assakawa).

Os peixes coletados foram imediatamente preservados em formalina 10% e levados para o laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia (UNIR) para triagem e identificação. Os exemplares foram identificados até o nível de espécie por meio de consultas a chaves de identificação e/ou com auxílio de especialistas (vide Agradecimentos). Após a identificação e contagem do número de exemplares por espécie, as amostras foram encaminhadas para tombamento na Coleção de Peixes da UNIR.

4.4 Coleta de dados ambientais

Os valores de cotas diárias do rio Madeira, registrados na estação Portobrás no município de Porto Velho – RO, foram utilizados para verificar o nível do rio Madeira durante o período de amostragens.

Para caracterizar os locais de amostragem no momento da realização das coletas, variáveis ambientais foram registradas para cada evento de coleta. A profundidade foi mensurada durante a realização dos arrastos por meio da leitura de uma ecossonda digital a cada minuto de duração da coleta, gerando 10 valores de profundidade para cada arrasto. Esses valores foram utilizados para calcular a profundidade média do rio para cada evento de coleta. Variáveis limnológicas (obtidas com uso de equipamentos portáteis digitais) também foram mensuradas em cada evento de coleta, para os seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) e turbidez (UNT). Valores de transparência da água (cm) foram obtidos com uso de um disco de Secchi. Para obtenção da velocidade da água foi utilizado um fluxímetro (m/s). A largura do rio foi obtida com uso de um GPS, seguindo um transecto previamente marcado entre as duas margens do rio. Todos os parâmetros limnológicos foram obtidos a partir de amostras de água coletadas junto ao substrato com uma garrafa de Van Dorn vertical, imediatamente antes das coletas de peixes com arrasto bentônico.

4.5 Análise dos dados

Inicialmente as informações sobre a ocorrência e abundância das espécies de peixes em cada evento de coleta foram utilizadas para a construção de uma Curva do Coletor, com o objetivo de avaliar preliminarmente a eficácia das amostragens.

Para determinar a riqueza e abundância das espécies nas amostras foram empregados dados de riqueza específica observada (número de espécies capturadas em cada amostra e período), bem como uma estimativa da riqueza de espécies nas amostras, calculada através do índice de Jackknife (Krebs, 1989), dado por:

$$S=s+[(n-1)/n]*k$$

Onde:

S é a estimativa Jackknife da riqueza das espécies;

s corresponde ao número total de espécies encontradas em n pontos;

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

Avaliação das variações espaciais na estrutura e composição das assembléias de peixes bentônicos

Os valores de riqueza observada acumulada (número de espécies acumulado ao longo dos nove meses, para cada ponto de coleta) foram avaliados graficamente, dispostos em seqüência no eixo das ordenadas, de forma a verificar a possível ocorrência de um aumento gradativo de espécies ao longo do trecho estudado no rio Madeira (cf. Vannote *et al.*, 1980).

Para o cálculo de diversidade de espécies nas amostras, foi utilizado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Krebs, 1989):

$$H' = - \sum (p_i) (\ln p_i)$$

Onde:

$$p_i = (n_i / N)$$

n_i = número de indivíduos pertencente à espécie “i”

N = número total de indivíduos coletados na amostra

Diferenças na diversidade de espécies entre as três áreas (A- montante cachoeira Jirau, B- entre cachoeiras Jirau e Teotônio, C- jusante Teotônio) foram testadas com uso de uma adaptação do teste “t” de Student (Hutcheson, 1970):

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}}$$

onde:

H'_1 = valor do índice de Shannon da amostra 1;

H'_2 = valor do índice de Shannon da amostra 2;

$Var H'_1$ = Variância de H'_1 ;

$Var H'_2$ = Variância de H'_2 .

A variância é calculada por:

$$VarH' = \frac{\sum p_i (\log np_i)^2 - (\sum p_i \log np_i)^2}{N} + \frac{S-1}{2N^2}$$

E o grau de liberdade:

$$df = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{(VarH'_1)^2 / N_1 + (VarH'_2)^2 / N_2}$$

onde:

N_1 e N_2 = número total de indivíduos nas amostras 1 e 2.

Com os valores do índice de diversidade de Shannon–Wiener foi calculada a Equitabilidade de Pielou (Krebs, 1989), descrita como:

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Onde:

$H'_{\max} = \ln(S)$ (S é a riqueza de espécies)

Para analisar as possíveis mudanças na estrutura das assembléias de peixes bentônicos ao longo do trecho estudado no rio Madeira foi analisada a Taxa de Substituição de Espécies (*Species Turnover Rate*), por meio do cálculo da porcentagem de espécies compartilhadas entre locais adjacentes, organizados sequencialmente de nascente para foz. As porcentagens foram calculadas a partir dos valores de riqueza total acumulada em cada ponto de amostragem. Essas porcentagens foram dispostas em um gráfico correspondente ao gradiente longitudinal do rio, para facilitar a análise (Winemiller & Leslie, 1992).

O padrão de distribuição longitudinal de espécies também foi avaliado por meio de uma análise de similaridade na composição das assembléias de peixes bentônicos, combinando as nove amostras obtidas em cada local de amostragem. Para a construção da matriz de similaridade entre os 15 locais de coleta foi empregado o coeficiente de similaridade de Jaccard, para dados de presença e ausência das espécies.

Para avaliar a relação entre a similaridade na composição de espécies e a distância entre os 15 pontos de amostragem foi aplicado um teste de Mantel (5.000 permutações) para comparar a matriz de similaridade de Jaccard com a matriz de distância (em Km). Esse teste de aleatorização quantifica a magnitude das relações entre as duas matrizes utilizadas. As

distâncias entre os pontos de amostragem foram medidas acompanhando o curso do rio e foram calculadas a partir de imagem de satélite obtida na internet (Google Earth). Para esta análise foi utilizado o Programa Past 1.95 (Hammer *et al.* 2001).

Uma Análise de Similaridade (ANOSIM) foi aplicada para testar se a composição de espécies foi diferente nas três áreas de amostragem (A, B e C, tendo como referência as cachoeiras Jirau e Teotônio). A ANOSIM é um procedimento não paramétrico para testar a hipótese de que não há diferença entre dois ou mais grupos de amostras (McCune & Grace, 2002). Este procedimento usa o teste estatístico R baseado na diferença entre a média de todos os rankings de similaridade das amostras entre grupos (a montante e jusante das cachoeiras - r_B) e a média dos rankings de similaridade entre os objetos dentro dos grupos (entre amostras obtidas a montante ou a jusante das cachoeiras - r_W) (Quinn & Keough, 2002):

$$R = \frac{r_b - r_w}{\frac{n(n-1)}{4}}$$

O n significa o número total de unidade amostral, e o valor de R varia de +1 a -1. Valores de R maiores que zero significam maior dissimilaridade entre grupos do que dentro dos grupos. Quando o valor de R é igual a zero, isso significa que a hipótese nula é verdadeira; valores negativos de R indicam que as dissimilaridades dentro dos grupos são maiores do que entre os grupos. Para os cálculos das matrizes de dissimilaridade foi utilizado o índice de Jaccard. Para esta análise foi utilizado o Programa Past 1.95 (Hammer *et al.* 2001).

Avaliação da variação temporal na estrutura e composição das assembléias de peixes bentônicos

Variações temporais na composição e na riqueza de espécies foram analisadas de duas formas: (1) por meio de uma análise de agrupamento de valores de similaridade na composição de espécies de peixes entre as amostras por local de amostragem, para dois períodos sazonais (seca e cheia); e (2) por meio de uma Análise de Similaridade (ANOSIM), para os mesmos conjuntos de dados. O agrupamento das amostras em apenas dois períodos (seca e cheia) foi necessário em função da grande quantidade de zeros nas matrizes de ocorrência das espécies nas amostras, o que inviabilizou uma análise das variações mensais na composição de espécies.

Diferenças espaço-temporais na composição de espécies foram avaliadas a partir de relações de similaridade por local, para os períodos de seca e cheia, por meio da aplicação dos coeficientes de Jaccard (para presença e ausência das espécies) (Krebs, 1989). A partir do cálculo das matrizes de similaridade, foram gerados dendrogramas (método de ligação UPGMA), e avaliadas graficamente as tendências de agrupamento das amostras por local e período.

Para testar se a composição de espécies foi diferente nos períodos de seca e cheia nas três áreas amostradas (A, B e C) foi empregado o teste ANOSIM. As análises foram realizadas utilizando-se o programa Past 1.95 (Hammer *et al.* 2001).

Relações entre a estrutura e composição das assembléias de peixes bentônicos e as variáveis ambientais mensuradas

Os efeitos de variáveis ambientais sobre a composição de espécies de peixes bentônicos foram testados por meio de análises de regressão múltipla, tendo os valores de riqueza de espécies e composição (representada pelo primeiro eixo de uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico - NMDS) como variáveis dependentes, e as variáveis ambientais (profundidade, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez, largura do canal, transparência, temperatura, presença das corredeiras Jirau e Teotônio e período hidrológico) como variáveis independentes, conforme o modelo:

$$\text{Riqueza ou Composição} = \text{cte} + \text{variáveis ambientais}$$

A matriz original de dados foi organizada na forma de 30 linhas (15 pontos de coleta, em dois períodos: cheia e seca) e 73 colunas (espécies). Para realização do NMDS foram excluídas 27 espécies que foram representadas por apenas um exemplar cada. A retirada dessas espécies da matriz resultou na exclusão das amostras referentes aos pontos 11 e 14 no período da cheia, que foram formadas apenas por esses registros únicos. Assim, após esses ajustes, a análise foi executada com uma matriz de 28 linhas (15 pontos na seca e 13 pontos na cheia) e 46 colunas (espécies).

O poder de análises estatísticas depende da relação entre o número de amostras e o número de variáveis independentes incluídas no modelo. Neste sentido, optou-se por iniciar as análises com um modelo completo, contendo todas as variáveis independentes (com exceção das variáveis categóricas referentes à posição das cachoeiras Jirau e Teotônio e aos períodos hidrológicos de seca e cheia). Posteriormente, foram selecionadas as variáveis mais importantes, a partir da avaliação dos valores de tolerância de cada uma delas. Variáveis que não apresentaram efeitos significativos e que tiveram baixos valores de tolerância foram descartadas sequencialmente do modelo, uma por vez. A cada retirada de uma variável, o

modelo foi novamente analisado e as tolerâncias mais uma vez avaliadas, de modo a evitar perda de significância do modelo.

Para as análises subsequentes, foram consideradas aquelas variáveis que apresentaram altos valores de tolerância, sendo incluídas posteriormente as variáveis categóricas: posição das principais cachoeiras (Jirau e Teotônio) e os períodos hidrológicos de seca e cheia (PER). Em função da impossibilidade de incluir nas regressões uma variável (Área) com três estados de caráter (A, B e C), optou-se por utilizar as cachoeiras Jirau e Teotônio como variáveis independentes, representando os limites naturais entre as áreas pré-estabelecidas. Para isso, as amostras foram codificadas com 0 e 1, representando sua posição a montante ou a jusante de cada uma dessas cachoeiras.

Para a realização da Análise de Escalonamento Multidimensional (NMDS) foi utilizado o programa estatístico R 2.7.1 e para efetuar as regressões múltiplas e verificação das Tolerâncias e as o programa SYSTAT (Wilkinson, 2000).

5. RESULTADOS

5.1 Caracterização ambiental

Dentre todos os 135 arrastos bentônicos realizados no trecho em estudo durante os dois períodos hidrológicos (seca e cheia) observou-se que a velocidade da corrente variou de 0,41 a 2,27 m/s com média de $1,12 \pm 0,38$ DP, a profundidade de 3,0 e 33,0 m com média de $12,72 \text{ m} \pm 5,46$ DP, a transparência da água de 5 a 64 cm com média de $17,61 \text{ cm} \pm 9,49$ DP, a condutividade de 41 a 153 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ com média de $71,97 \pm 19,96$ DP, o pH de 5,9 a 7,7 com média de $6,83 \text{ pH} \pm 0,46$ DP, o oxigênio dissolvido de 1,81 a 13,85 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ com média de $6,95 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \pm 2,80$ DP, a temperatura de 24,8 a 31 °C com média de $27,98 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1,47$ DP, a largura do rio de 350 a 2.200 m com média de $998 \text{ m} \pm 363,3$ DP e a turbidez da água de 9,72 e 418 (UNT) com média de 195 ± 102 DP. Contudo, para as análises que tiveram essas variáveis ambientais incluídas (Regressões) foram utilizados valores médios referentes a cada local de amostragem (pontos 1 ao 15) em cada período hidrológico (seca e cheia, vide Anexo I). Essas médias foram dispostas em um gráfico correspondendo ao trecho em estudo, de nascente para foz (Figura 09).

A profundidade do rio diminuiu no sentido nascente-foz, enquanto que a largura mostrou uma tendência inversa. Os teores de oxigênio dissolvido aumentaram de nascente para foz, e valores de transparência da água foram consistentemente maiores nos dois pontos de amostragem localizados mais acima do trecho estudado (pontos 1 e 2), sendo essa condição invertida para turbidez. As variáveis oxigênio dissolvido, condutividade, pH e temperatura da água apresentaram valores maiores na estação seca. Já a velocidade da correnteza e a largura do rio apresentaram valores mais elevados na cheia, quando o volume

de água é maior e as águas se tornam extremamente turbulentas nas proximidades das corredeiras.

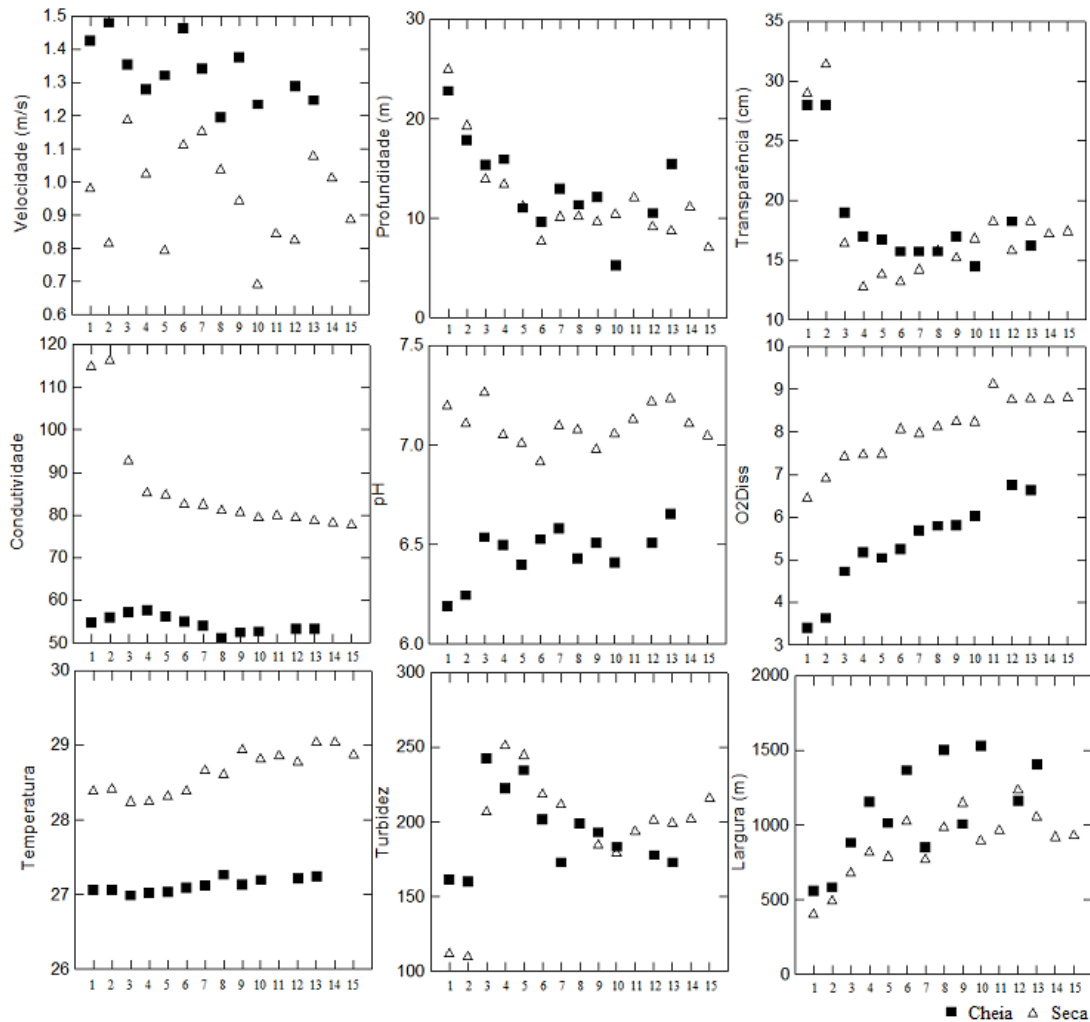


Figura 9. Variáveis ambientais (físicas e limnológicas) mensuradas ao longo da calha do trecho de corredeiras do rio Madeira nos períodos de seca e cheia (1-15= locais de amostragem, arranjados de nascente para foz).

5.2 Eficiência de amostragem

Dentre os 135 arrastos bentônicos realizados durante os nove meses de estudo no rio Madeira, 33 (cerca de 24% do total) não apresentaram captura de peixes (N=0). Dentre essas amostras, 27 foram coletadas no período de águas altas, e apenas seis no período de águas

baixas. Nas 102 amostras com captura de peixes, as abundâncias foram sempre baixas, sendo que em 24 delas (13 na cheia e 11 na seca) foi capturada apenas uma espécie, representada por um único exemplar (Riqueza e abundância= 1).

Uma avaliação preliminar da representatividade das amostragens foi feita através da curva cumulativa de espécies capturadas ao longo das amostragens (Figura 10) e observou-se que não houve uma tendência clara de estabilização.

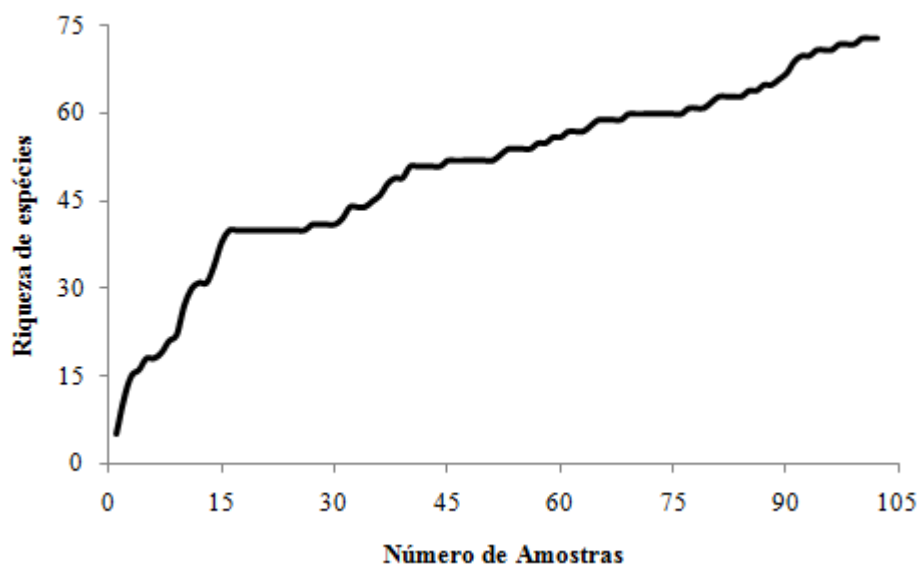


Figura 10. Número cumulativo de espécies capturadas nos arrastos bentônicos na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira. Amostras com captura= 0 foram retiradas da análise. N= 102 amostras.

5.3 Variação espacial na riqueza e composição das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira

Nos 102 arrastos bentônicos considerados para análise houve captura de 577 exemplares de peixes pertencentes a 73 espécies, das quais 27 foram representadas por registros únicos. A riqueza observada por amostra variou de 1 a 14 espécies, com média de $3 \pm 2,3$ DP por amostra (N=102) e a abundância variou de 1 a 52 exemplares, com média de

6±6,7 DP por amostra (N=102). A riqueza acumulada por local de amostragem nos nove eventos de coleta variou de 7 a 20 espécies, com média de 13 ±3,95 DP (N=15), e abundância de 19 a 75 exemplares, com média de 38± 16,9 DP (N=15) (Tabela 01). A estimativa geral de riqueza de espécies (Jackknife) indicou média de 104,7 espécies (mín. = 92,5, máx. = 117).

As 73 espécies da ictiofauna bentônica amostradas na calha do rio Madeira foram representadas por quatro ordens e 13 famílias, sendo Siluriformes a ordem mais representativa com 55 espécies (82% da riqueza total), seguida pelos Gymnotiformes com 16 espécies (17%). As demais ordens, Perciformes e Pleuronectiformes, ambas com uma única espécie cada, representaram juntas apenas 1% dos exemplares capturados.

Na primeira área, a montante da cachoeira Jirau (locais 1 a 5) foram capturadas 43 espécies (N= 251 exemplares), sendo que 25 delas ocorreram exclusivamente nessa área. Na segunda área, entre as cachoeiras Jirau e Teotônio (locais 6 a 10), foram capturadas 26 espécies (N=163 ex.), sendo 10 dessas exclusivas, e na última área, a jusante da cachoeira Teotônio (pontos 11 a 15), foram capturadas 34 espécies (N=163 ex.), sendo 18 exclusivas. Apenas 10 espécies foram comuns às três áreas estudadas.

As espécies mais comuns e que apresentaram frequências de ocorrência nas amostras acima de 2% foram: *Cetopsis oliveirai* (14,4%), *Exallodontus aguanai* (9,4%), *Pimelodus aff. blochii* (6,4%), *Cetopsis coecutiens* (6,2%), *Planiloricaria cf. cryptodon* (5,7%), *Pimelodidae gen. sp. nov.* (5,0%), *Crossoloricaria sp.* (5,0%), *Sternarchogiton nattereri* (3,9%), *Pariosternarchus sp.* (3,8%), *Leptodoras juruensis* (3,6%), *Propimelodus sp.* “anal com lobo” (3,3%), *Trachydoras steindachneri* (2,4%), *Sternarchella orthos* (2,2%) e *Sternarchella schotti* (2,1%).

Tabela 1. Valores de riqueza, abundância, diversidade (índice de Shannon-Wiener-H') e Equitabilidade de Pielou (J) para cada ponto amostrado no trecho de corredeiras do rio Madeira, para as nove amostras mensais combinadas.

Área	Ponto	Riqueza	Abundância	Diversidade	Equitabilidade
Montante de Jirau (A)	1	20	75	2,15	0,72
	2	15	39	2,46	0,91
	3	18	49	2,58	0,89
	4	16	44	2,36	0,85
	5	15	44	2,45	0,90
Entre Jirau e Teotônio (B)	6	17	59	2,44	0,86
	7	13	30	2,19	0,86
	8	8	19	1,81	0,87
	9	11	30	2,28	0,95
	10	10	25	2,07	0,90
Jusante de Teotônio (C)	11	13	26	2,30	0,90
	12	13	29	2,23	0,87
	13	10	25	1,92	0,83
	14	7	20	1,70	0,87
	15	19	63	2,64	0,90

Valores de riqueza acumulada de espécies por ponto de amostragem (número de espécies acumulado nos nove meses de coletas) foram avaliados graficamente, dispendo-os em seqüência no eixo das ordenadas, de forma a verificar a possível ocorrência de um aumento gradativo de espécies ao longo do trecho estudado no rio Madeira (cf. Vannote *et al.*, 1980). Houve uma tendência de redução dos valores de riqueza ao longo do trecho fluvial amostrado, mas com uma aparente elevação na riqueza de espécies imediatamente a jusante dos dois principais acidentes geográficos presentes no trecho amostrado (cachoeiras Jirau, entre os locais de amostragem 5 e 6; e Teotônio, entre os locais 10 e 11). A riqueza de espécies voltou a subir no último ponto de amostragem localizado a jusante do trecho (19 espécies), sendo este o segundo maior valor de riqueza observado entre todos os pontos amostrados (Figura 11).

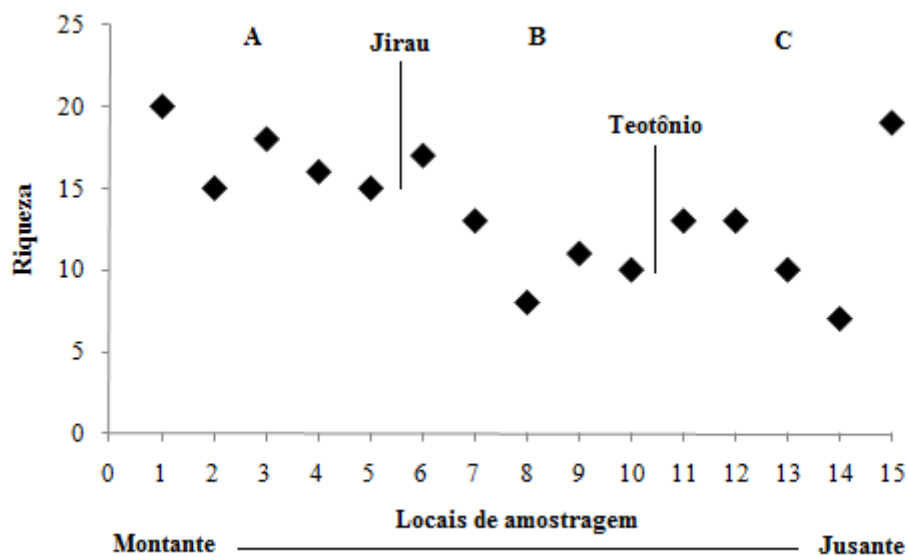


Figura 11. Valores de riqueza acumulada de espécies de peixes bentônicos no trecho de corredeiras do rio Madeira.

O valor de diversidade Shannon-Wiener (H') para o total de espécies capturadas na calha do rio Madeira foi de 3,4, com alta equitabilidade ($J = 0,79$). Em relação a cada um dos 15 locais de amostragem, o maior valor foi observado para o local 15, no extremo jusante do trecho amostrado ($H'=2,64$; $J=0,90$), e o menor para o ponto 14 ($H'=1,70$; $J=0,87$), onde ocorreu também a menor riqueza de espécies (7 spp.) (Tabela 01).

Na área a montante da cachoeira Jirau (área A) foram observados os maiores valores de diversidade e equitabilidade. Houve diferenças significativas ($p<0,05$) para todas as comparações de valores da diversidade entre as áreas (Tabela 02).

Tabela 2. Índices de Diversidade (Shannon-Wiener H'), Equitabilidade (Pielou J) e teste t (Hutcheson, 1970) de diferença para os valores de diversidade das três áreas amostradas na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira (A- montante da cachoeira Jirau, B- entre cachoeiras Jirau e Teotônio, C- jusante de Teotônio).

	H'	J	Comparação da diversidade (H)		
			A	B	C
A	3,2	0,85	-		
B	2,6	0,78	t=5,98 df=334,9 p<0,00	-	
C	2,8	0,80	t=3,60 df=327,2 p=0,00	t=2,01 df=325,7 p=0,04	-

A Taxa de Substituição de espécies variou ao longo do trecho estudado, com as porcentagens de espécies compartilhadas oscilando entre 15% e 50% entre locais adjacentes. As maiores porcentagens foram registradas entre os pontos 3 e 4, e entre os pontos localizados logo a montante e jusante das cachoeiras de Jirau e Teotônio (Figura 12).

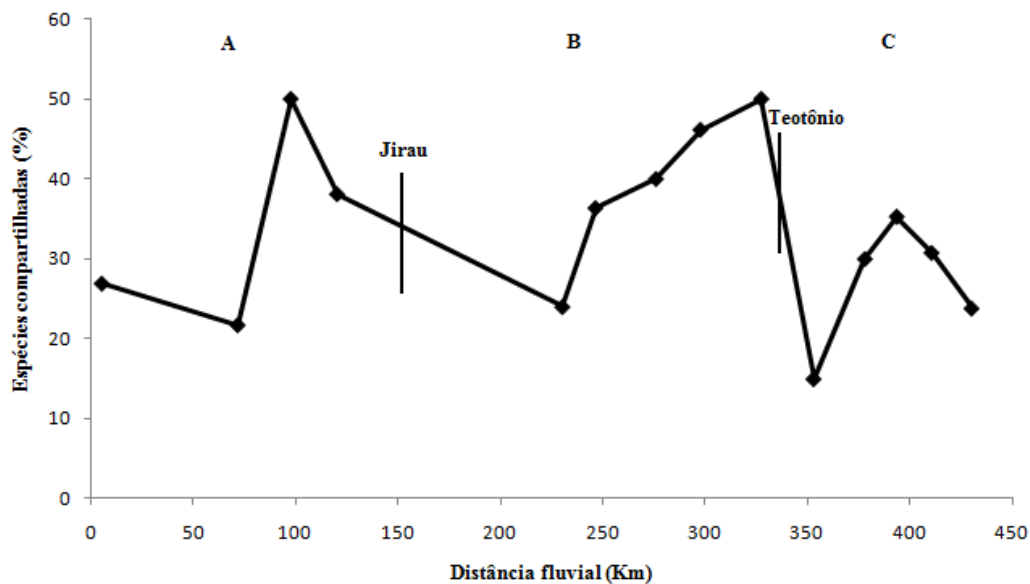


Figura 12. Porcentagem de espécies compartilhadas entre locais de amostragem adjacentes, organizados de nascente para foz ao longo do trecho estudado do rio Madeira. O primeiro ponto no gráfico representa a porcentagem de espécies compartilhadas pelo local 2 em relação ao local 1.

A análise de agrupamento com base em valores de similaridade na composição das assembléias de peixes bentônicos entre os locais de amostragem resultou na formação de três grupos. O primeiro grupo foi composto pelos dois locais de amostragem mais acima do trecho estudado (pontos 1 e 2), a montante da foz do rio Beni. Os outros dois grupos reúnem locais a jusante e montante da cachoeira do Teotônio (Figura 13).

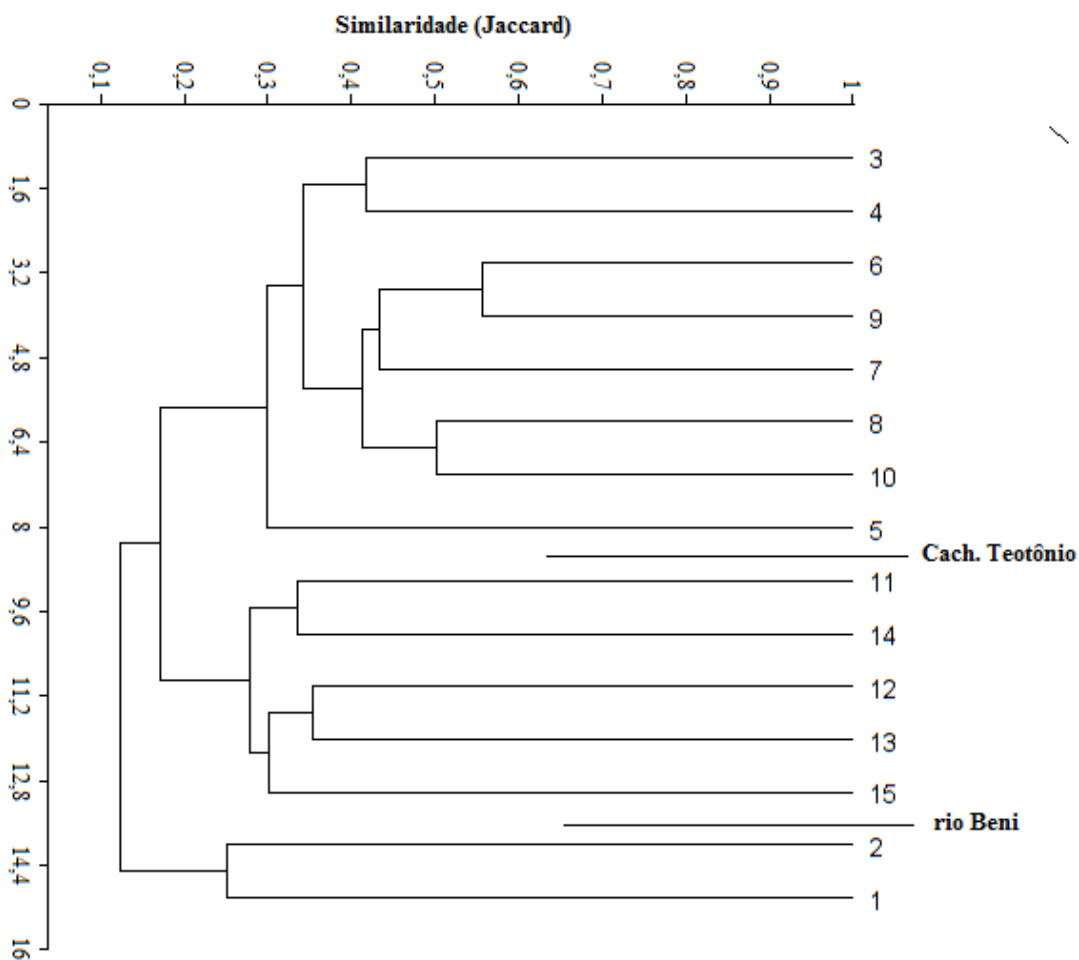


Figura 13. Análise de agrupamento para valores de similaridade (UPGMA) na composição das assembléias de peixes bentônicos por local de amostragem (15 locais de amostragem) no trecho estudado no rio Madeira.

Tendo como referência a posição da cachoeira do Teotônio, as espécies mais abundantes a montante foram: *Cetopsis oliveirai*, *Exallodontus aguanai*, *Pimelodus* aff.

blochii, *Cetopsis coecutiens*, *Crossoloricaria* sp., *Sternarchogiton nattereri*, *Pariosternarchus* sp., *Planiloricaria* cf. *cryptodon*, *Trachydoras steindachneri*, *Sternarchella orthos*, *Sternarchella schotti*, *Pimelodidae* gen. sp. nov. e *Nemadoras humeralis*. No trecho a jusante da cachoeira Teotônio as espécies mais abundantes foram: *Cetopsis oliveirai*, *Leptodoras juruensis*, *Pimelodidae* gen. sp. nov., *Planiloricaria* cf. *cryptodon*, *Exallodontus aguanai*, *Propimelodus* sp. “anal com lobo”, *Horiomyzon retropinnatus*, *Hemidoras stenopeltis*, *Propimelodus caesius*.

Houve correlação significativa entre os valores de similaridade da composição de espécies e a distância geográfica entre os pontos de amostragem, mas com valor muito baixo (Mantel, $R=0,025$; $p=0,001$). A regressão linear gerada com todas as combinações par-a-par entre as distâncias de composição de espécies (Jaccard) e a distância fluvial (Km) entre os pontos também foi significativa e negativa ($R=0,35$; $F=56,27$; $p=0,000$) (Figura 14).

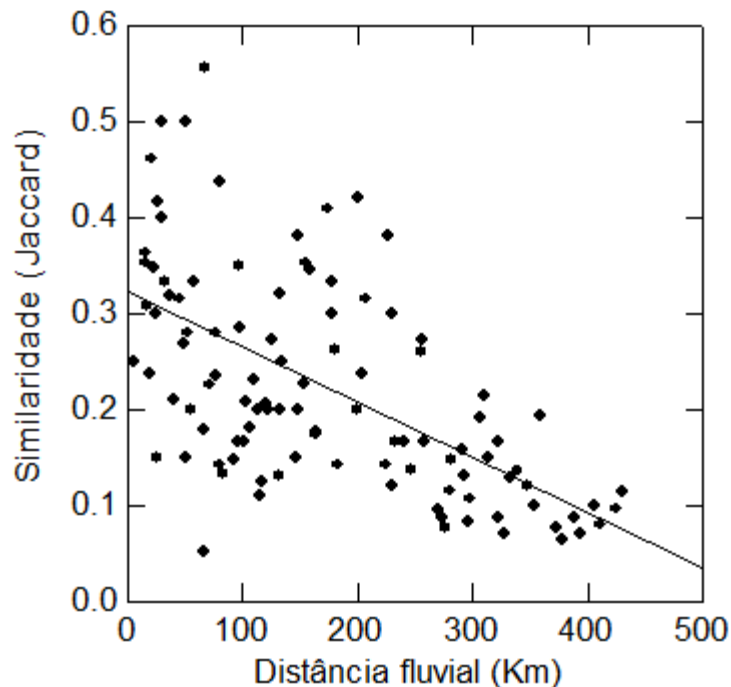


Figura 14. Similaridade (Jaccard) em relação à distância fluvial (Km) entre os pontos amostrados na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira.

Os valores médios dos *rankings* de similaridade das amostras de peixes bentônicos entre as áreas (27,02) foram significativamente menores do que os valores calculados para a similaridade dentro das áreas (63,39), indicando a existência de diferenças significativas na composição de espécies entre as áreas testadas (ANOSIM, $R=0,69$; $p<0,0001$). O maior valor de R ocorreu na comparação entre os trechos imediatamente a montante e jusante da cachoeira do Teotônio (Tabela 03).

Tabela 3. Valores de correlação R e de probabilidade (p) obtidos em comparações par-a-par da similaridade na composição de espécies de peixes bentônicos (Jaccard) para as três áreas amostradas (A- Montante Jirau; B- Entre Jirau e Teotônio; C- Jusante Teotônio), por meio de uma Análise de Similaridade (ANOSIM).

Valores de R e p		
A	B	C
A	R=0,426	R=0,858
	P=0,008	P=0,008
B		R=0,976
		P=0,007

Utilizando a rotina SIMPER do programa estatístico Past 1.95 (Hammer *et al.* 2001) foi possível verificar as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as diferentes áreas (A x B, B x C e A x C; Tabelas 04, 05 e 06). Nas tabelas são apresentadas todas as espécies que apresentaram contribuição acima de 1.

Tabela 4. Valores de contribuição das espécies bentônicas para o padrão de dissimilaridade na composição da ictiofauna bentônica entre as áreas A e B no rio Madeira (SIMPER).

Espécies	Contribuição cumulativa (%)	Média abund. A	Média abund. B
<i>Sternarchella</i> aff. <i>orthos</i>	3,45	0,6	0
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	6,83	0,6	0
<i>Opsodoras boulengeri</i>	10,22	0,6	0
<i>Crossoloricaria</i> sp	13,52	0,4	1
<i>Trachydoras steindachneri</i>	16,82	0,6	0
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	20,12	0	0,6
<i>Propimelodus</i> sp. “adiposa curta”	23,38	0,6	0
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	26,64	0,6	0
<i>Sternarchella schotti</i>	29,79	0,4	0,8
<i>Sternarchella orthos</i>	32,92	0,6	0,2
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	35,55	0,8	0,6
<i>Leptodoras acipenserinus</i>	38,07	0,4	0,2
<i>Megalonema amaxanthum</i>	40,57	0	0,4
<i>Planiloricaria</i> cf. <i>cryptodon</i>	43,05	0,6	0,8
Pimelodidae gen. sp. nov.	45,47	0,4	0,2
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	47,88	0,4	0
<i>Propimelodus</i> sp. “anal com lobo”	50,26	0,2	0,4
<i>Paracanthopoma</i> sp.n. “truc”	52,54	0	0,4
<i>Adontosternarchus clarkae</i>	54,76	0,4	0
<i>Apteronotus bonapartii</i>	56,98	0,4	0
<i>Cetopsis oliveirai</i>	59,20	0,6	1
<i>Nemadoras humeralis</i>	61,42	0,4	0
<i>Pinirampus pirinampu</i>	63,64	0,4	0
<i>Pimelodus</i> aff. <i>blochii</i>	65,81	0,4	0
<i>Oxydoras eigenmanni</i>	67,56	0,2	0,2
<i>Apistoloricaria</i> cf. <i>laani</i>	69,23	0,2	0,2

Tabela 5. Valores de contribuição das espécies bentônicas para o padrão de dissimilaridade na composição da ictiofauna bentônica entre as áreas B e C no rio Madeira (SIMPER).

Espécies	Contribuição cumulativa (%)	Média abund. B	Média abund. C
<i>Crossoloricaria</i> sp	6,15	1	0
<i>Leptodoras juruensis</i>	12,31	0	1
<i>Pariosternarchus</i> sp.	17,53	1	0,2
<i>Pimelodidae</i> gen. sp. nov.	22,69	0,2	1
<i>Cetopsis coecutiens</i>	27,68	1	0,2
<i>Sternarchella schotti</i>	32,38	0,8	0
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	35,94	0,6	0
<i>Horiomyzon retropinnatus</i>	39,37	0	0,6
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	42,76	0,6	0
<i>Megalonema amaxanthum</i>	45,64	0,4	0,2
<i>Propimelodus</i> sp. “anal com lobo”	48,49	0,4	0,4
<i>Leptodoras acipenserinus</i>	51,01	0,2	0,4
<i>Horiomyzon</i> sp. n. "cabeça lisa"	53,51	0	0,4
<i>Paracanthopoma</i> sp.n. “truc”	55,97	0,4	0
<i>Crossoloricaria</i> cf. <i>onmation</i>	58,30	0	0,4
<i>Hemidoras stenopeltis</i>	60,57	0	0,4
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	62,67	0	0,4
<i>Pseudohemiodon</i> sp.	64,77	0	0,4
<i>Platynematichthys notatus</i>	66,84	0,2	0,2
<i>Sternarchella orthos</i>	68,82	0,2	0,2
<i>Apistoloricaria</i> cf. <i>laani</i>	70,60	0,2	0,2
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	72,15	0	0,2
<i>Plectrochilus diabolicus</i>	73,60	0,2	0

Tabela 6. Valores de contribuição das espécies bentônicas para o padrão de dissimilaridade na composição da ictiofauna bentônica entre as áreas A e C no rio Madeira (SIMPER).

Espécies	Contribuição cumulativa (%)	Média abund. A	Média abund. C
<i>Leptodoras juruensis</i>	4,54	0	1
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	8,12	0,8	0
<i>Cetopsis coecutiens</i>	11,29	0,8	0,2
<i>Pariosternarchus</i> sp.	14,44	0,8	0,2
<i>Sternarchella</i> aff. <i>orthos</i>	17,21	0,6	0
Pimelodidae gen. sp. nov.	19,97	0,4	1
<i>Opsodoras boulengeri</i>	22,68	0,6	0
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	25,39	0,6	0
<i>Trachydoras steindachneri</i>	28,04	0,6	0
<i>Propimelodus</i> sp. “adiposa curta”	30,65	0,6	0
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	33,26	0,6	0
<i>Horiomyzon retropinnatus</i>	35,83	0	0,6
<i>Sternarchella orthos</i>	38,32	0,6	0,2
<i>Leptodoras acipenserinus</i>	40,46	0,4	0,4
<i>Pimelodus</i> aff. <i>blochii</i>	42,41	0,4	0,2
<i>Apteronotus bonapartii</i>	44,34	0,4	0,2
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	46,27	0,4	0
<i>Propimelodus</i> sp. “anal com lobo”	48,19	0,2	0,4
<i>Crossoloricaria</i> sp	50,08	0,4	0
<i>Horiomyzon</i> sp. n. "cabeça lisa"	51,93	0	0,4
<i>Sternarchella schotti</i>	53,73	0,4	0
<i>Nemadoras humeralis</i>	55,51	0,4	0
<i>Pinirampus pirinampu</i>	57,28	0,4	0
<i>Planiloricaria</i> cf. <i>cryptodon</i>	59,06	0,6	1
<i>Cetopsis oliveirai</i>	60,84	0,6	1
<i>Adontosternarchus clarkae</i>	62,62	0,4	0
<i>Crossoloricaria</i> cf. <i>onmation</i>	64,37	0	0,4
<i>Hemidoras stenopeltis</i>	66,06	0	0,4
<i>Pseudohemiodon</i> sp.	67,67	0	0,4
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	69,27	0	0,4
<i>Paravandellia</i> sp.1	70,71	0,2	0,2
<i>Apistoloricaria</i> cf. <i>laani</i>	72,12	0,2	0,2
<i>Leptodoras myersi</i>	73,51	0,2	0,2

5.4 Variação temporal na riqueza e composição das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira

De forma geral, a riqueza acumulada de espécies por local de coleta foi maior nos meses de seca do que na cheia (Figura 15). Durante o período de seca foi registrada maior riqueza acumulada total nos 15 locais combinados (62 espécies, n= 469 exemplares), sendo as espécies com maior frequência de ocorrência: *Cetopsis oliveirai* (12,3%), *Exallodontus aguanai* (8,7%), *Pimelodus* aff. *blochii* (7,8%), *Pimelodidae* gen. sp. nov. (6,1%), *Cetopsis coecutiens* (5,7%), *Planiloricaria* cf. *cryptodon* (5,5%), *Sternarchogiton nattereri* (4,7%), *Crossoloricaria* sp. (4,4%), *Propimelodus* sp. “anal com lobo” (3,8%), *Pariosternarchus* sp. (3,1%), *Trachydoras steindachneri* (2,9%), *Leptodoras juruensis* (2,7%), *Sternarchella orthos* (2,5%), *Sternarchella schotti* (2,3%) e *Nemadoras humeralis* (2,1%).

No período de cheia a riqueza acumulada total nos 15 pontos combinados foi de 31 espécies (n= 108 exemplares), sendo as espécies com maior frequência de ocorrência (valores maiores que 2%): *Cetopsis oliveirai* (23,1%), *Exallodontus aguanai* (12%), *Cetopsis coecutiens* (8,3%), *Crossoloricaria* sp. (7,4%), *Leptodoras juruensis* (7,4%), *Pariosternarchus* sp. (6,4%), *Planiloricaria* cf. *cryptodon* (6,4%), *Brachyplatystoma rousseauxii* (jovens) (2,7%) e *Leptodoras acipenserinus* (2,7%).

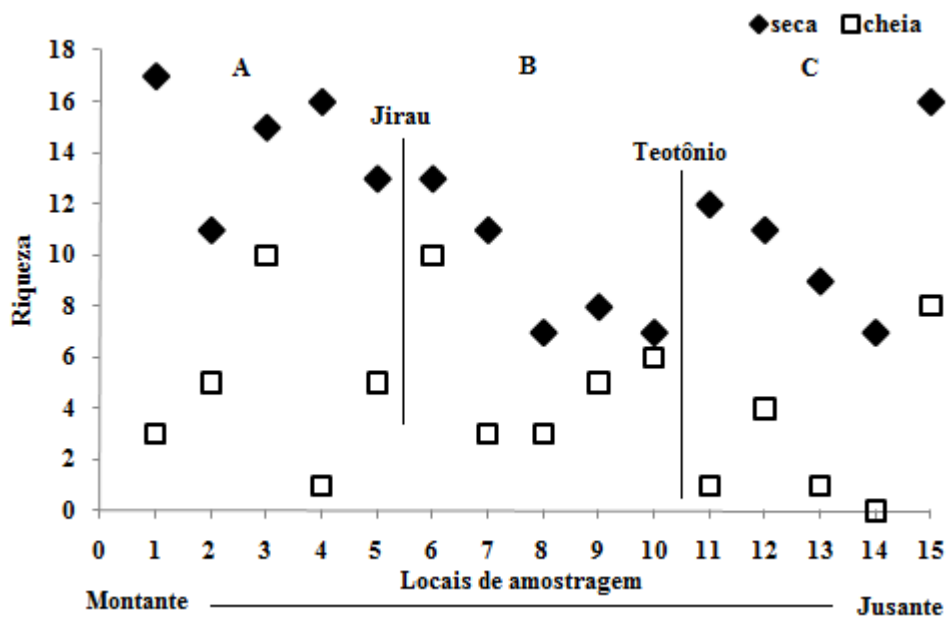


Figura 15. Valores totais da riqueza de espécies observada (número de espécies acumulado em cada um dos 15 pontos de amostragem) nos períodos de seca e cheia ao longo do trecho de corredeiras do rio Madeira.

A estação seca apresentou maior diversidade total ($H' = 3,37$) que a cheia ($H' = 2,78$), mas não houve diferença na equitabilidade ($J = 0,81$ para os dois períodos). Os valores de diversidade por local de coleta foram significativamente maiores na seca do que na cheia ($t = 5,38$; $DF = 156,3$; $p < 0,01$) (Tabela 06). Nos pontos 4, 11 e 13 a riqueza de espécies durante a estação cheia foi de apenas uma espécie, enquanto que no ponto 14 não houve capturas naquela estação.

Tabela 7. Riqueza, abundância, diversidade (Shannon-Wiener H') e equitabilidade de Pielou (J) de peixes bentônicos nos 15 pontos de amostragem, durante os períodos de seca e cheia, nas áreas de corredeiras do rio Madeira.

Pontos de amostragem	Seca				Cheia			
	Riqueza	N	H'	J	Riqueza	N	H'	J
1	17	71	1,99	0,70	3	4	1,04	0,95
2	11	33	2,16	0,90	5	6	1,56	0,97
3	15	33	2,45	0,90	10	16	2,13	0,93
4	16	43	2,36	0,85	1	1	0	0
5	13	38	2,31	0,90	5	6	1,56	0,97
6	13	30	2,42	0,94	10	29	1,76	0,76
7	11	25	2,11	0,88	3	5	0,95	0,87
8	7	16	1,73	0,89	3	3	1,10	1,00
9	8	23	1,99	0,96	5	7	1,48	0,92
10	7	13	1,82	0,93	6	12	1,58	0,88
11	12	25	2,22	0,89	1	1	0	0
12	11	23	2,18	0,91	4	6	1,24	0,90
13	9	24	1,82	0,83	1	1	0	0
14	7	20	1,70	0,87	0	0	0	0
15	16	52	2,48	0,89	8	11	1,89	0,91
Total	62	469	3,37	0,81	31	108	2,78	0,81

A análise de agrupamento com base na composição das assembléias de peixes bentônicos (Índice de Jaccard) por local de amostragem e período (seca e cheia) resultou na formação de grupos de amostras que retêm parcialmente a distribuição longitudinal dos pontos de coleta e a influência da cachoeira do Teotônio (Figura 16). Nota-se que os conjuntos de amostras com maiores dissimilaridades em relação aos demais se referem aos locais situados nos extremos da distribuição, e em períodos diferentes (locais 1 e 2 na seca e 12 e 13 na cheia). Além disso, é possível observar uma forte tendência de agrupamento das amostras em função dos períodos de seca e cheia.

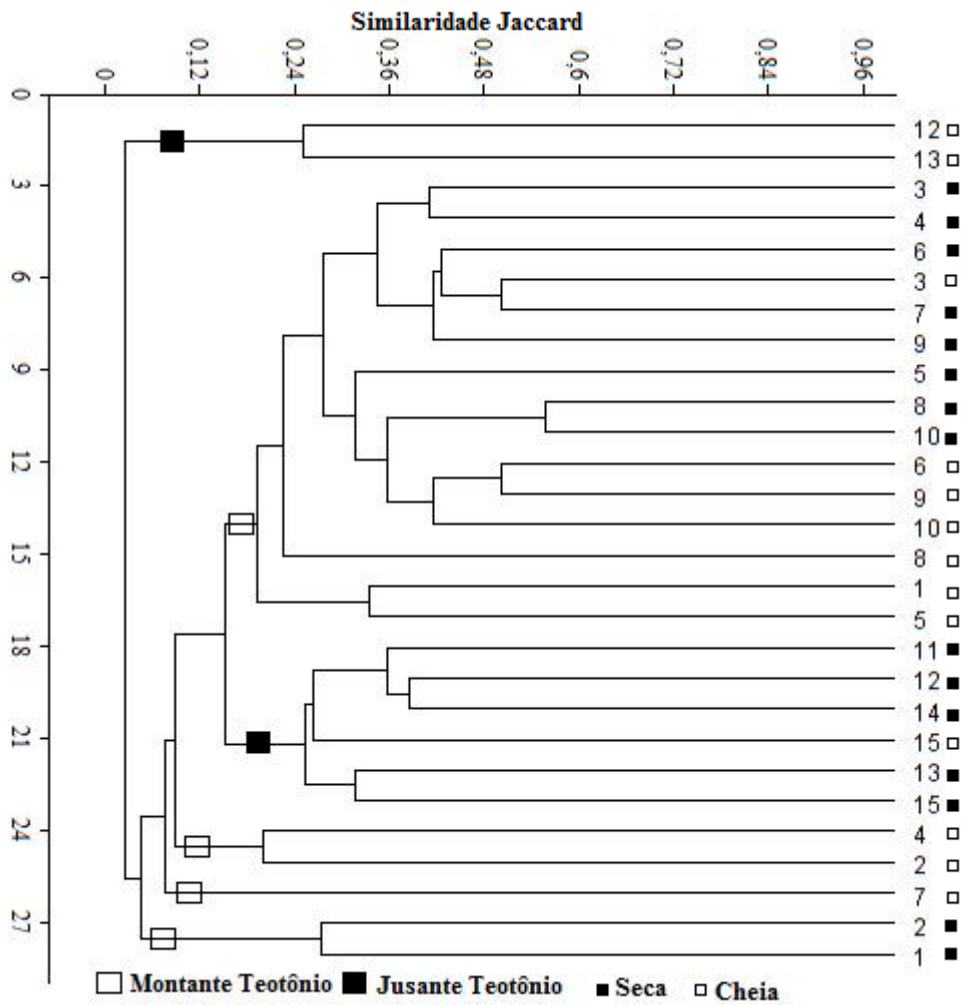


Figura 16. Análise de agrupamento para valores de similaridade (UPGMA, Jaccard) na composição das assembléias de peixes bentônicos por local de amostragem (15 pontos) e períodos (seca e cheia) na calha do trecho de corredeiras do rio Madeira.

Para testar se a composição de espécies foi diferente nos períodos de seca e cheia em cada uma das três áreas amostradas (A, B e C) foi empregada uma ANOSIM, comparando apenas os dois períodos hidrológicos em uma mesma área. Foram evidenciadas variações temporais significativas na composição de espécies entre períodos para as três áreas (Tabela 07).

Tabela 8. Valores de correlação (R) e probabilidade (p) obtidos na comparação da composição das assembléias de peixes bentônicos para as três áreas estudadas no rio Madeira (A- Montante Jirau; B- Entre Jirau e Teotônio; C- Jusante Teotônio) nos períodos de seca e cheia (ANOSIM).

Valores de R e p			
	A cheia	B cheia	C cheia
A seca	R=0,422 P=0,008		
B seca		R=0,356 P=0,008	
C seca			R=0,328 P=0,007

5.5 Influência das características abióticas (limnológicas e ambientais) na riqueza e composição das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira.

O modelo completo da regressão múltipla, tendo como variável dependente a riqueza de espécies e incluindo todas as variáveis ambientais (com exceção das variáveis abundância das espécies e as variáveis categóricas “período hidrológico” e “posição das cachoeiras”) foi significativo ($R^2=0,72$; $F=5,33$; $P=0,001$; $N=28$) e revelou efeito apenas da profundidade ($F=11,293$; $P=0,003$). Posteriormente, foram retiradas em sequência as variáveis que não apresentaram efeitos significativos e que tiveram baixos valores de tolerância (transparência, pH e temperatura), resultando em um modelo contendo apenas as variáveis oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, profundidade, turbidez, largura do rio e velocidade da corrente.

Um novo modelo tendo como variável dependente a riqueza de espécies foi testado com as seguintes variáveis independentes: os seis fatores abióticos retidos para análise, mais a abundância de exemplares nas amostras, o período hidrológico (cheia e seca) e a posição dos locais de amostragem em relação às cachoeiras Jirau e Teotônio. Esse modelo revelou

efeito significativo apenas para abundância de exemplares nas amostras ($F=29,56$; $P=0,00$; Tabela 08).

Tabela 9. Resultado da análise de regressão múltipla para valores de riqueza de espécies (Log10) e variáveis ambientais (Log10) selecionadas ($R^2=0,95$; $N=25$). Resultados significativos ($p<0,05$) encontram-se marcados em negrito.

Fatores	<i>F</i>	<i>p</i>
Cachoeira Jirau	0,286	0,601
Cachoeira Teotônio	1,599	0,227
Período hidrológico	1,976	0,182
Velocidade da corrente	0,394	0,541
Profundidade	0,181	0,677
Condutividade	1,578	0,230
O ₂ Dissolvido	0,502	0,490
Largura do rio	0,133	0,721
Turbidez	3,383	0,087
Abundância de espécies	103,558	0,000

Para atenuar o forte efeito da abundância de espécies no modelo e verificar se outras variáveis poderiam ter efeito significativo no modelo, uma nova análise foi reconduzida utilizando como variável resposta a diversidade alfa de Fisher (em substituição aos valores de riqueza observada de espécies) e retirando a abundância de exemplares do conjunto de variáveis independentes. Nesse caso, nenhuma das variáveis testadas apresentou efeito significativo (Tabela 09).

Tabela 10. Resultado da análise de regressão múltipla para valores de diversidade alfa de Fisher (variável dependente) e variáveis ambientais selecionadas ($R^2=0,46$; $N=25$).

Fatores	<i>F</i>	<i>P</i>
Cachoeira Jirau	0,034	0,855
Cachoeira Teotônio	2,018	0,176
Período hidrológico	1,068	0,318
Velocidade da corrente	0,033	0,858
Profundidade	0,388	0,542
Condutividade	0,812	0,382
O ₂ Dissolvido	0,256	0,620
Largura do rio	0,343	0,567
Turbidez	1,974	0,180

Para representar a composição de espécies no modelo testado pela Regressão Múltipla, foi realizada primeiramente uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando o primeiro eixo como variável resposta. O primeiro eixo do NMDS reteve parte considerável da variação das distâncias originais (abundância das espécies por amostra, $r^2=0,55$; ajuste 0,74). As variáveis ambientais incluídas no modelo foram as mesmas utilizadas na análise de riqueza de espécies. As variáveis que explicaram significativamente a composição de espécies foram a presença da cachoeira do Teotônio ($F=24,763$; $P<0,01$), os períodos de seca e cheia ($F=12,723$; $P<0,01$) e a condutividade elétrica da água ($F=4,800$; $P=0,04$) (Tabela 10). A adição do segundo eixo do NMDS como variável resposta ($r^2=0,71$; ajuste 0,84) não alterou o efeito das variáveis detectadas no modelo contendo apenas o primeiro eixo (cachoeira do Teotônio: Pillai Trace=0,414; $F=6,698$; $df=2,19$; $P=0,006$; período hidrológico: Pillai Trace=0,412; $F=6,645$; $df=2,19$; $P=0,006$; condutividade elétrica: Pillai Trace=0,429; $F=7,135$; $df=2,19$; $P=0,005$).

Tabela 11. Resultado da análise de regressão múltipla para composição de espécies (representada pelo primeiro eixo da análise de NMDS) e as variáveis ambientais selecionadas ($R^2=0,86$; $N=25$). Valores significativos ($p<0,05$) encontram-se marcados em negrito.

Fatores	<i>F</i>	<i>P</i>
Cachoeira Jirau	0,524	0,480
Cachoeira Teotônio	24,763	0,000
Período hidrológico	12,723	0,003
Velocidade da corrente	0,001	0,974
Profundidade	0,017	0,898
Condutividade	4,800	0,045
O ₂ Dissolvido	3,503	0,081
Largura do rio	1,007	0,332
Turbidez	0,756	0,398

6. DISCUSSÃO

6.1 Riqueza e abundância de espécies nas assembléias de peixes bentônicos do rio Madeira

O trecho médio-alto do rio Madeira é caracterizado pela presença de numerosas corredeiras e uma estreita planície de inundação (Torrente-Vilara, 2009). Apesar de ser um rio de águas brancas (e supostamente bastante produtivas), estudos anteriores resultaram em baixos valores de abundância de peixes em capturas experimentais com malhadeiras (LEME, 2005; Araújo *et al.*, 2009; Torrente-Vilara, 2009), característica que se repetiu nas amostragens com arrasto bentônico analisadas no presente estudo. Assim, quando comparados os valores de riqueza e abundância da ictiofauna bentônica do trecho encachoeirado do rio Madeira com resultados obtidos em outros períodos e trechos desse

mesmo rio, ou em outros rios da Amazônia, percebe-se que o médio-alto Madeira apresenta peculiaridades fisiográficas que possivelmente influenciam as assembléias de peixes locais.

Trabalhando em uma seção um pouco menor desse trecho do rio Madeira (350 km do trecho de corredeiras), Torrente-Vilara (2009) obteve uma lista de 59 espécies (458 exemplares) capturadas exclusivamente por meio de arrastos bentônicos, onde também se verificou um grande número de espécies representadas por registros únicos. Comparando os esforços de pesca realizados nos dois estudos (Torrente-Vilara, 2009: 15 arrastos de 15 minutos, totalizando 225 minutos; presente estudo: 135 arrastos de 10 minutos, 1.350 minutos), percebe-se que o aumento no esforço não gerou um incremento substancial na riqueza de espécies incluídas nas amostras (73 vs. 59 espécies). Por outro lado, comparando as listas de espécies obtidas nos dois estudos, verificou-se que 36 espécies coletadas no presente estudo não haviam sido registradas no trabalho anterior, 37 foram comuns aos dois, e 22 não ocorreram no presente estudo, contudo, 21 dessas espécies que não ocorreram no presente estudo já foram registradas em outras coletas bentônicas no trecho de corredeiras do rio Madeira (dados não publicados; observação pessoal). Quando somadas as espécies bentônicas capturadas no presente estudo com as capturas anteriormente por Torrente-Vilara (2009) observa-se uma lista total de 95 espécies (vide Anexo III), valor dentro do previsto pelo Jackknife (93-117). O baixo incremento no número de espécies registradas nas amostras, associado ao baixo percentual de espécies comuns aos dois estudos reforça a forte influência da baixa abundância geral de peixes bentônicos naquele trecho do rio Madeira, e especialmente das espécies raras nas amostras. Neste sentido, a ictiofauna bentônica do alto rio Madeira parece ser bastante rarefeita, o que se reflete fortemente nas análises de composição de espécies (ao ponto de impedir análises confiáveis de similaridade entre amostras por local e momento de amostragem, devido ao efeito de falsas ausências).

Um estudo realizado por Rapp Py-Daniel *et al.* (2007) no curso médio-baixo do rio Madeira, com base em coletas com arrastos bentônicos no rio Aripuanã e na calha do rio Madeira, registrou 43 espécies em cada um desses rios, com um esforço de captura menor do que o aplicado no presente estudo. Outros sistemas da Amazônia, como os rios Negro, Branco e Trombetas, apresentaram valores proporcionalmente maiores de riqueza de espécies e de abundância de exemplares quando comparados ao trecho encachoeirado do rio Madeira. Thomé-Souza & Chao (2004) realizaram 58 arrastos bentônicos de 10 minutos (totalizando 580 minutos) nos rios Negro e baixo rio Branco, tendo capturado 5.657 peixes pertencentes a 134 espécies, sendo que 27% delas eram registros únicos. Freitas (2007) realizou seis coletas durante um ciclo hidrológico completo no rio Trombetas, com objetivo de analisar a estrutura trófica da ictiofauna bentônica. Essa autora registrou a presença de 92 espécies, com base em 2.310 exemplares, tendo verificado também um grande número de espécies com baixa ocorrência. Esses valores são superiores ao registrado no presente estudo, considerando principalmente a abundância de exemplares, mesmo nos casos onde o esforço de captura foi menor.

Apesar dos baixos valores de abundância do trecho encachoeirado do rio Madeira, o trecho estudado se destaca por apresentar uma alta riqueza proporcional de espécies, sendo grande parte delas representadas por registros únicos (37%), demonstrando novamente um padrão geral de baixas abundâncias e uma possível limitação ao estabelecimento de grandes populações de peixes bentônicos no trecho encachoeirado do rio Madeira.

Outro estudo, realizado por Cox-Fernandes *et al.* (2004) enfocando a distribuição de peixes elétricos (Gymnotiformes) ao longo da calha do rio Amazonas, teve parte de suas amostragens realizadas no rio Madeira, bem próximo à sua foz no rio Amazonas. Esse estudo realizou 63 arrastos bentônicos, tendo capturado 4.806 exemplares pertencentes a 31 espécies de Gymnotiformes, demonstrando a grande abundância e elevada riqueza desse

grupo de peixes naquela área. Tal fato contrasta fortemente com os resultados obtidos para área de corredeiras do rio Madeira, tanto em relação à abundância de exemplares quanto à participação de Gymnotiformes nas assembléias de peixes. É possível que essa diferença decorra das características físicas dos habitats dos dois trechos estudados, pois Gymnotiformes constituem um grupo de peixes típico das terras baixas amazônicas, que concentram maior abundância e diversidade desse grupo de peixes (Crampton, 1996; Cox-Fernandes, 1999, 2004; Albert, 2001; Reis *et al.*, 2003). A principal diferença entre os estudos de assembléias de peixes bentônicos aqui apresentados se refere ao fato do presente estudo ter sido realizado em um trecho de rio contendo numerosas corredeiras, enquanto os demais foram conduzidos em trechos de rios localizados na planície amazônica. Assim, as características diferenciais dos dois ambientes, como o tipo de substrato (presença abundante de rochas vs. predomínio de areia e argila, respectivamente), a declividade do terreno (íngreme vs. quase plano) e a relação do canal com áreas laterais ao curso do rio (planície alagável estreita vs. ampla) devem constituir fatores limitantes à ocupação do trecho de corredeiras do rio Madeira por parte da fauna de peixes elétricos. Entretanto, fatores históricos podem ter contribuído para gerar essa situação, o que merece ser investigado.

Além das restrições à diversidade de espécies, essas condições ambientais também podem limitar a manutenção de grandes populações de peixes bentônicos naquela área (como evidenciado pelo grande número de espécies representadas por pouquíssimos exemplares nas amostras). Ao mesmo tempo, tais condições aparentemente mantêm uma ictiofauna bentônica residente e adaptada às condições adversas desse trecho (alta velocidade da correnteza e fluxo turbulento). Martin-Smith (1998) afirma que comunidades de peixes em áreas de correnteza são muito similares entre si quanto à composição de espécies, abundância relativa e distribuição em biomassa, sugerindo que as características

físicas locais levam à existência de um menor número de espécies que podem ocorrer nesses habitats.

6.2 Composição taxonômica das assembléias de peixes bentônicos no rio Madeira

Segundo dados da literatura, é esperado um predomínio de Siluriformes e Gymnotiformes em ambientes bentônicos de rios das bacias Amazônica e do Orinoco, onde diversos autores verificaram que essas ordens podem representar de 27 a 90% da biomassa total dos canais profundos nessas bacias (Marrero & Taphorn, 1991; Garcia, 1995; Cox-Fernandes, 1995; Thomé-Souza & Chao, 2002). Entretanto, a proporção de espécies e exemplares de cada uma dessas ordens nas amostras pode variar de acordo com o sistema hidrográfico e o tipo de água, como apontado por Cox-Fernandes (1999). Uma explicação para a predominância de Siluriformes e Gymnotiformes no canal profundo dos rios amazônicos se baseia no fato da maioria dessas espécies apresentarem hábitos noturnos e bentônicos (Santos & Ferreira, 1999; Cox-Fernandes, 1999; Albert, 2001), além de adaptações morfológicas e fisiológicas para a vida em ambientes pouco iluminados, como a presença de barbilhões (nos Siluriformes) e sistemas de eletrolocalização (nos Gymnotiformes), além de uma hipertrofia de outras estruturas sensoriais (p. ex. olhos) em algumas espécies, (Lundberg & Rapp Py-Daniel, 1994; Albert, 2001).

Marrero & Taphorn (1991) observaram que os Gymnotiformes constituíram até 86% da biomassa total dos canais profundos do rio Orinoco na Venezuela, enquanto Garcia (1995), trabalhando no médio rio Negro, observou que a biomassa deste grupo variou entre 27% e 80% das assembléias locais de peixes. Ainda no rio Negro, Thomé-Souza & Chao (2004) encontraram maior número de espécies de Siluriformes (59), seguidos por Gymnotiformes e Characiformes (30 espécies cada). Por se tratar de um estudo realizado durante a forte seca de 1997-98 (El Niño), esses autores explicaram a elevada presença de

espécies de Characiformes nas assembléias bentônicas pela redução drástica da profundidade do canal, o que teria causado uma mistura de assembléias típicas do canal e das margens. No rio Trombetas, de águas claras, Freitas (2007) também verificou predomínio de Siluriformes (39%) e uma importante participação de Gymnotiformes (21%) na ictiofauna bentônica, mas com forte presença de Characiformes (24%). Essa autora também associou a participação marcante dos Characiformes às capturas nos períodos mais secos, quando o rio Trombetas se torna muito raso e podem ocorrer migrações laterais curtas de espécies que comumente utilizam áreas marginais e planícies alagáveis como área de vida principal (Santos & Ferreira, 1999).

No trecho encachoeirado do rio Madeira, tanto no presente estudo como no desenvolvido por Torrente-Vilara (2009), foram registradas maiores proporções de Siluriformes nas assembléias de peixes bentônicos, enquanto que os Gymnotiformes apresentaram baixas contribuições. Este fato não se repete nas porções altas da bacia do Madeira, como em certos trechos dos rios Guaporé-Mamoré, onde Gymnotiformes podem representar até 70% das capturas (dados não publicados; observação pessoal). Abundâncias elevadas de Gymnotiformes também foram registradas para a porção mais baixa do rio Madeira por Cox-Fernandes *et al.* (2004) e Rapp Py-Daniel *et al.* (2007).

Sabe-se que, de forma geral, os Gymnotiformes são muito sensíveis a perturbações ambientais (e.g. Thomas *et al.*, 1996). No trecho estudado do rio Madeira, o histórico de mais de 20 anos de impactos no leito do rio promovidos por atividades de garimpo do ouro (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000; Bastos *et al.*, 2006; Bastos *et al.*, 2007; Torrente-Vilara, 2009) podem ter promovido uma redução drástica de espécies desse grupo de peixes. Contudo, a falta de dados históricos sobre a ictiofauna desse trecho da bacia torna difícil compreender até que ponto a baixa abundância de Gymnotiformes é consequência de

impactos antrópicos ou uma característica inerente às condições fisiográficas daquele trecho do rio Madeira.

6.3 Variação temporal da riqueza e composição da ictiofauna bentônica

Comunidades podem variar em termos da riqueza observada de espécies em função de diferenças reais no número de espécies presentes em cada local, bem como pela forma de distribuição das abundâncias relativas, ou como resultado de diferenças nas probabilidades de detecção de espécies decorrentes de diferenças no número de exemplares capturados (Denslow, 1995). Em grandes rios Neotropicais os peixes podem mudar de habitat periodicamente acompanhando a flutuação no nível das águas por efeito do pulso sazonal de inundação (Junk *et al.*, 1989; Santos & Ferreira, 1999), o que pode gerar diferenças na riqueza e composição das assembléias locais de 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. Neste sentido, a diversidade de ambientes disponíveis nas áreas alagadas, durante períodos de enchente, cheia e início da vazão, pode orientar processos como a migração, reprodução e alimentação de diferentes espécies de peixes (Welcomme, 1985; Cox-Fernandes, 1997; Santos & Ferreira, 1999). Assim, diferentes combinações de estímulos gerados pelas condições ambientais ao longo do ano podem gerar fontes de variação intra-anual da riqueza e/ou da composição da ictiofauna em um dado local.

Essas variações sazonais do meio aquático podem também causar mudanças temporais nas assembléias de peixes que vivem no estrato bentônico do canal de grandes rios amazônicos, como observado por Barletta (1995), Garcia (1995), Thomé-Souza & Chao (2004), Freitas (2007), Rapp Py-Daniel *et al.* (2007) e Torrente-Vilara (2009), que

obtiveram maiores capturas na estação seca. Durante a enchente e cheia, áreas marginais são alagadas e muitos peixes podem migrar lateralmente em direção a essas áreas, onde supostamente encontram melhores condições de forrageamento e de refúgio contra predadores (Junk *et al.*, 1989; Cox-Fernandes, 1997; Winemiller & Jepsen, 1998; Santos & Ferreira, 1999). Quando as águas descem durante a vazante-seca, os peixes acompanham o recuo das áreas alagadas e são levados de volta para o canal dos rios, havendo assim grande concentração de peixes no canal principal do rio, o que explica as maiores capturas nessa fase do ciclo hidrológico.

Apesar de ter apresentado maiores capturas na estação seca, o trecho encachoeirado do rio Madeira não apresenta planícies alagáveis típicas ao longo da sua calha, que é extremamente encaixada. Entretanto, durante a cheia ocorre um grande aumento no volume de água na calha, que por apresentar altos barrancos, resulta em um aumento expressivo da profundidade do canal e uma alta turbulência das águas. Esses fatores possivelmente dificultam a ocupação desse ambiente por muitas espécies de peixes, podendo causar uma rarefação da ictiofauna no canal do rio, levando a reduções nas capturas. É possível que a ictiofauna bentônica desse trecho do rio Madeira busque áreas menos turbulentas e profundas durante a estação cheia, como as zonas mais próximas das margens do rio ou mesmo em remansos, onde as condições ambientais e a oferta de alimento talvez sejam mais favoráveis.

Variações sazonais podem promover também uma mistura de faunas de diferentes ambientes durante períodos de seca extrema (por exemplo, a entrada de Characiformes ou Perciformes nas assembléias bentônicas; q.v. Stewart *et al.*, 2002; Thomé-Souza & Chao, 2004; Freitas, 2007). Nessas condições, espécies típicas de áreas rasas como praias ou zonas marginais passam a ser capturadas com arrasto bentônico em locais profundos no canal do rio. A ocupação do canal por essas espécies pode ser motivada pela busca por alimento ou

de refúgio, como observado por Thomé-Souza & Chao (2004) para o rio Negro e o baixo rio Branco. Nesses locais, os Siluriformes e Gymnotiformes, tipicamente mais abundantes, foram substituídos na estação seca por pequenos peixes dos gêneros *Creagrutus* (Characiformes: Characidae) e *Geophagus* (Perciformes: Cichlidae), espécies comuns junto às margens rasas e em praias (Stewart *et al.*, 2002). Essa modificação na estrutura das assembléias de peixes sugere uma importante variação intra-anual na riqueza e composição das espécies da ictiofauna bentônica, possivelmente motivada pela restrição de habitats para os peixes da planície alagável durante o auge da estação seca.

No presente estudo, foram observadas variações sazonais importantes nas capturas, que resultaram em valores significativamente maiores de abundância de peixes e de riqueza e diversidade de espécies nas amostras durante a estação seca. Também foram observadas diferenças significativas na composição de espécies das assembléias de peixes bentônicos entre as duas estações, mas sem evidências de mistura da fauna do canal com espécies típicas de águas rasas, como relatado para outros locais. Apesar da ocorrência de mudanças nas abundâncias das espécies bentônicas mais comuns do trecho de corredeiras do rio Madeira, as espécies mais capturadas foram praticamente as mesmas em ambas as estações. Um fato de destaque foi a participação durante a cheia de juvenis de *Brachyplatystoma rousseauxii*, um bagre migrador de longa distância com grande importância na pesca comercial, corroborando a hipótese de uso da calha do rio Madeira como rota de migração reprodutiva para essa espécie.

O uso da área pelas mesmas espécies durante todo o ciclo hidrológico indica uma relativa estabilidade temporal da ictiofauna bentônica do trecho encachoeirado do rio Madeira. Assim, a existência de uma área de planície alagável muito restrita nesse trecho do rio aparentemente contribui para minimizar a possibilidade de mistura de faunas. Neste caso, a escassez de refúgios para a ictiofauna durante a seca nesse trecho do rio Madeira poderia

explicar, ao menos em parte, as baixas abundâncias de exemplares nas amostras de peixes obtidas com diferentes técnicas e apetrechos de pesca (cf. LEME, 2005; Torrente-Vilara, 2009).

Variações na composição das assembléias de peixes no canal do rio e junto às margens também podem ocorrer em função de mudanças diárias no comportamento de determinadas espécies. Arrington & Winemiller (2003) observaram que espécies de maior atividade noturna, como *Leptodoras* sp. (Siluriformes, Doradidae) e *Eigenmannia virescens* (Gymnotiformes, Sternopygidae), que frequentemente ocupam áreas mais profundas no canal dos rios durante o dia (Stewart *et al.*, 2002), utilizam áreas rasas de praias durante a noite, possivelmente em busca de refúgio contra predadores ou como local para alimentação. No presente estudo, tal tipo de mudança na composição não pode ser analisado, uma vez que todas as amostragens foram realizadas durante o dia, por motivo de segurança da equipe de trabalho.

6.4 Riqueza e composição da ictiofauna bentônica ao longo do trecho estudado: o papel das corredeiras e cachoeiras como delimitadores da distribuição da ictiofauna

Diversos conceitos têm sido usados para explicar variações na riqueza de espécies de peixes e de outros organismos aquáticos ao longo de rios e sistemas de drenagem. Entre esses, destacam-se o Conceito de Contínuo Fluvial (representado pela ligação direta entre riachos e rios de diferentes dimensões; Vannote *et al.*, 1980); o gradiente longitudinal na distribuição de espécies (Sheldon, 1968); e o efeito de incremento na diversidade local de certos grupos de peixes na confluência de rios com seus afluentes (Cox-Fernandes *et al.*, 2004). De forma geral, o aumento da riqueza de espécies de peixes de nascente para foz em diferentes sistemas hídricos parece constituir um modelo bem aceito e corroborado por

diversos estudos (e.g. Sheldon, 1968; Rahel & Hubert, 1991; Araújo *et al.*, 2009). Contudo, esses conceitos foram originalmente desenvolvidos e aplicados para ambientes temperados, com exceção do aumento da diversidade local em confluências de certos grupos de peixes, o que dificulta aplicação direta para as condições observadas em rios Amazônicos.

No trecho de corredeiras do rio Madeira não foi observado um padrão de aumento da riqueza de espécies ao longo do trecho amostrado; ao contrário, a tendência geral verificada foi de redução dos valores de riqueza da nascente para foz, com aparente exceção dos locais de coleta imediatamente a jusante das principais cachoeiras (Jirau e Teotônio). Além disso, a variação observada na taxa de substituição de espécies ao longo desse contínuo indica que conjuntos mais restritos e homogêneos de espécies habitam os trechos mais turbulentos da região de corredeiras, enquanto que os pontos de coleta mais distantes desses locais apresentam faunas mais variadas. Essa ausência de um gradiente na distribuição da riqueza de espécies também foi observada por Torrente-Vilara (2009) para espécies coletadas com malhadeiras e que habitam a região de confluência dos afluentes do trecho encachoeirado do rio Madeira, o que foi explicado por uma aparente uniformidade ambiental dessa porção do sistema.

A aparente homogeneidade da riqueza de espécies de peixes bentônicos no trecho estudado do rio Madeira deve ser avaliada com cautela, em função da escala espacial de amostragem empregada no presente estudo. Se levarmos em consideração o tamanho da bacia do rio Madeira e a longa extensão do rio (cerca de 1.800 km até a foz), percebe-se que o trecho encachoeirado do rio Madeira representa apenas uma sexta parte desse sistema. Além disso, a maioria dos afluentes presentes no trecho amostrado é representada por igarapés de pequeno ou médio porte, que provavelmente não contribuem para gerar um forte efeito local de aumento da riqueza na confluência desses corpos d'água (cf. Cox-Fernandes *et al.*, 2004). É possível que esse efeito se manifeste em uma escala espacial maior, com a

inclusão da porção média/baixa do rio Madeira, onde os afluentes são bem maiores e as diferenças de qualidade da água em relação ao rio Madeira podem ser mais importantes. Além disso, o papel funcional de cada espécie na comunidade pode ser importante para entender os padrões de riqueza e diversidade de espécies na área estudada.

As características ambientais podem se alterar ao longo de um rio e influenciar as assembléias de peixes que ocupam essa área, com ocorrência de substituição de espécies, ou mesmo alteração nas suas abundâncias relativas (Angermeier & Karr, 1983; Matthews, 1998; Boys & Thoms, 2006). A semelhança verificada nos valores de riqueza ao longo do trecho estudado, associada com a evidente substituição de espécies entre as áreas estudadas, indica a existência de conjuntos típicos de espécies de peixes bentônicos ao longo do rio Madeira, onde se observa um padrão claro de descontinuidade na composição das assembléias de peixes. Neste sentido, a cachoeira do Teotônio constitui a maior barreira física existente no local, que funciona principalmente como marco de uma mudança abrupta na paisagem aquática do rio Madeira. As condições fisiográficas do trecho de corredeiras parecem tornar esse ambiente muito restritivo para diversas espécies de peixes bentônicos, gerando um padrão faunístico determinado predominantemente pela substituição de espécies ao longo do rio Madeira.

Espécies apresentam diferentes probabilidades de colonizar determinados ambientes devido não só a diferenças na sua capacidade de dispersão, mas também ao grau de variação das condições ambientais locais (Jackson *et al.*, 2001). Trabalhando em ambiente tropical, Suárez & Petrere-Júnior (2003) encontraram diferenças na composição de espécies de peixes capturados com redes de espera entre os trechos superior e inferior da bacia do rio Iguatemi, fato que foi relacionado com o uso dos diferentes hábitats de cabeceira ou dos trechos a jusante e mais caudalosos do rio. Posteriormente, Suárez & Petrere-Júnior (2005) realizaram outro estudo semelhante na bacia do rio Iguatemi e constataram uma variação longitudinal

na riqueza de espécies e no número de exemplares das amostras, sem que fossem observadas variações sazonais ou longitudinais significativas para nenhum dos descritores das comunidades. Esses autores afirmam que tais resultados indicam a existência de zonação ecológica na distribuição de espécies de peixes pelágicos, relacionada à existência de vários pequenos trechos de elevada correnteza, que podem ter contribuído para determinar um padrão próprio de organização das assembléias em cada trecho do rio.

No trecho encachoeirado do rio Madeira não se obteve evidências de variações significativas na riqueza de espécies ao longo do rio, mas com uma redução de capturas durante a estação cheia (com reflexos nos valores de diversidade das assembléias de peixes bentônicos). Porém, quando analisada a influência de fatores ambientais sobre a composição de espécies nas amostras, detectou-se uma forte influência dos períodos hidrológicos, além do papel significativo da cachoeira do Teotônio como divisor faunístico para as assembléias de peixes bentônicos. Adicionalmente, a condutividade elétrica da água foi a única variável limnológica testada com efeito significativo no modelo estatístico. Esse resultado evidencia uma diferença importante na qualidade da água na parte mais alta do trecho estudado no rio Madeira, onde as águas brancas e de alta condutividade do rio Beni passam a compor, junto com as águas vindas do sistema Guaporé/Mamoré, o rio Madeira.

Embora a cachoeira Jirau tenha apresentado efeito significativo em parte das análises, verificou-se um maior número de espécies comuns entre as áreas a montante e jusante dessa cachoeira quando comparada com a situação da cachoeira Teotônio. Isso evidencia a descontinuidade ambiental marcada pela cachoeira do Teotônio, que pode exercer um papel mais importante como barreira física para parte das espécies de peixes bentônicos naquele trecho do rio Madeira. Por outro lado, a cachoeira Jirau se encontra inserida em meio a um longo trecho de corredeiras, o que pode ter obscurecido o seu papel como demarcador de subconjuntos ictiofaunísticos naquele trecho do rio.

Além de evidenciar as peculiaridades na composição das assembléias de peixes bentônicos nesses locais, a ocorrência de espécies exclusivas a montante de Jirau pode explicar o efeito significativo dessa cachoeira em parte das análises. O estudo realizado anteriormente nesse trecho do rio Madeira por Torrente-Vilara (2009) também evidenciou um efeito importante da cachoeira Jirau na composição das amostras de peixes coletados com malhadeiras. Contudo, a autora destaca que a área de drenagem das sub-bacias do rio Madeira naquele trecho pode ter influenciado os resultados, dado que é a montante da cachoeira Jirau que estão os dois maiores tributários do trecho de corredeiras (rios Jaciparaná e Abunã). Independente da possível influência de outras variáveis ambientais, ou mesmo o forte efeito da cachoeira do Teotônio como divisor faunístico, a cachoeira Jirau, bem como a série de corredeiras existentes nas suas proximidades, parecem exercer um papel importante na distribuição não só para peixes, mas para outros vertebrados como anuros, dois morfotipos de *Allobates femoralis* Simões *et al.* (2008) e jacarés (Hrbek *et al.*, 2008). Esse conjunto de evidências indica que a descontinuidade fisiográfica da porção média/alta do rio Madeira, na forma de um extenso trecho de corredeiras e cachoeiras, representa um importante fator para a distribuição da fauna regional, incluindo as assembléias de peixes restritas ao canal profundo do rio.

Além da divisão marcada pelas principais cachoeiras, a diferença de composição das assembléias de peixes observada nos dois locais de amostragem situados na parte alta do trecho estudado (antes da confluência com o rio Beni) parece ter decorrido principalmente de diferenças na qualidade da água (condutividade elétrica), como mencionado anteriormente. As amostras obtidas nesses dois locais foram separados no dendrograma de similaridade pela presença de várias espécies com ocorrência restrita, como diversos Siluriformes (*Ageneiosus* sp. “altus”, *Aguarunichthys inpai*, *Calophysus macropterus*, *Centromochlus heckelii*, *Doras fimbriatus*, *Hypophthalmus marginatus*, *Megalonema* sp2,

Pinirampus pirinampu e *Spatuloricaria* sp.) e alguns Gymnotiformes (*Adontosternarchus nebulosus* e *Distocyclus conirostris*). Entretanto, não há informações disponíveis sobre as eventuais preferências dessas espécies em relação à qualidade da água, o que dificulta uma análise mais acurada da influência da condutividade sobre os padrões de distribuição observados.

Acredita-se que em um mesmo sistema aquático, fatores como a condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura podem exercer um efeito mais sutil na distribuição da riqueza de espécies, quando comparado a variação temporal local (intra-anual) ou a influência de fatores regionais (Tejerina-Garro *et al.*, 2005). A condutividade elétrica exerce efeitos importantes sobre as assembléias de peixes principalmente em escalas espaciais menores (efeitos locais; Taylor *et al.*, 1993; Mérigoux *et al.*, 1998), principalmente pela sua correlação positiva com a produtividade dos sistemas aquáticos (Arbeláez *et al.*, 2008). Estudos com assembléias de peixes do sistema do alto rio Vermelho (Oklahoma, E.U.A.) verificaram que a condutividade elétrica foi o mais forte descritor da estrutura dessas assembléias (Taylor *et al.*, 1993). Já na Guiana Francesa, assembléias de peixes do rio Malmanoury e córrego Karouabo, avaliadas entre curtas e longas temporadas de chuvas, apresentaram a condutividade elétrica como uma das variáveis determinantes da composição de espécies. No rio Ganges, o sentido dos locais de amostragem (nascente-foz) e a altitude foram os principais fatores que influenciaram as assembléias de peixes; contudo, a ordenação dessas assembléias sugeriu a presença de quatro grupos, combinando áreas de cabeceira e foz com situações de alta e baixa condutividade da água (Ibanez *et al.*, 2007).

No presente estudo, foi observada uma variação sazonal importante na condutividade, já esperada para ambientes amazônicos (Tejerina-Garro *et al.*, 1998). No entanto, dentro de cada período sazonal (cheia e seca) os valores de condutividade variaram pouco ao longo do rio, com exceção dos locais de amostragem nas proximidades da

confluência com o rio Beni, onde ocorreram os valores distintamente mais altos (entre 110 e 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Sabe-se que o rio Beni, juntamente com as águas de um dos seus principais afluentes, o rio Madre de Dios, drena parte dos Andes bolivianos e peruanos e carrega alta quantidade de sedimentos em suspensão e eletrólitos, que geram alta condutividade elétrica (McClain *et al.*, 1995; McClain & Naiman, 2008). Após a confluência do rio Madeira com o rio Abunã a jusante da foz do Beni, a condutividade passa a diminuir gradativamente ao longo do rio, para valores entre 80 e 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$. É provável que esses altos valores de condutividade elétrica nas proximidades da confluência com o rio Beni tenham contribuído fortemente para o efeito significativo dessa variável sobre a composição de espécies do trecho estudado, embora os efeitos fisiológicos dessa diferença sobre as espécies de peixes bentônicos não sejam conhecidos. De qualquer forma, esses resultados evidenciam o papel da heterogeneidade de habitats aquáticos para a manutenção de uma elevada diversidade de espécies de peixes no rio Madeira.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahlgren M. O. & Bowen H. S. 1991. Growth and survival of tadpoles (*Bufo americana*) fed amorphous detritus derived from natural waters. *Hydrobiologia*, 218: 9-51.

Albert, J. S. 2001. *Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei)*. Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan, 190: 1-127.

Angermeier, P. L. & Karr, J. R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fish*, 9:117-135.

Angermeier, P.L. & Karr, J.R. 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transaction of the American Fisheries Society*, 113:716-726.

Araújo, T. R.; Cella Ribeiro A.; Doria C. R. C. & Torrente-Vilara G. 2009. Composition and trophic structure of the ichthyofauna from a stream downriver from Santo Antonio Falls in the Madeira River, Porto Velho, RO. *Biota Neotropica*, 9(3):21-29.

Araújo, F. G.; Pinto, B. C. T. & Teixeira T. P. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia*, 618: 89-107.

Araújo-Lima, C. A. R. M. & Oliveira E. C. 1998. Transport of larval fish in the Amazon. *Jornal of Fish Biology*, 53(A): 297-306.

Araújo-Lima, C.A.R.M. & Ruffino, M.L. 2004. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: Carosfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A. (Eds.). *Migratory fishes of South America – Biology, Fisheries and Conservation status*. World Fisheries Trust - International Development Research Centre. Ottawa, Canada, p.234-301.

Arbeláez F.; Duivenvoorden J. F. & Maldonado-Ocampo J. A. 2008. Geological differentiation explains diversity and composition of fish communities in upland streams in the southern Amazon of Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, 24:505–515.

Arrington, D. A. & Winemiller K. O. 2003. Diel changeover in sandbank fish assemblages in a neotropical floodplain river. *Journal of Fish Biology*, 63: 442-459.

Barletta, M. 1995. *Estudos da comunidade de peixes bentônicos em três áreas do canal principal, próximas à confluência dos Rios Negros e Solimões - Amazonas (Amazônia Central - Brasil)*. Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM, Manaus, 112p.

Barthem, R. B.; Ribeiro, M. C. L. B. & Petreire, M. JR. 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. *Biological Conservation Essex*, 55: 339-345.

Barthem, R.B. & M. Goulding. 1997. *The catfish connection: ecology, migration and conservation of Amazon predators*. Columbia University Press, New York, 144 p.

Bastos, W. R.; Gomes, J. P.; Oliveira, R. C.; Almeida, R.; Nascimento, E. L.; Bernardi, J. V. E.; Lacerda, L. D.; Silveira, E. G.; Pfeiffer, W. C. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science Total Environmental*, 368, 344-351.

Bastos, W. R.; Almeida, R.; Dórea, J. G.; Barbosa, A. C. 2007. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, 16, 341-346.

Begon, M.; Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. *Ecology: individuals, populations and community*. 2nd. ed., Blackwell Science, London, 1068 p.

Boys, C. A. & Thoms M. C. 2006. A large-scale, hierarchical approach for assessing habitat associations of fish assemblages in large dryland rivers. *Hydrobiologia*, 572: 11–31.

Buckup, P. A.; Menezes, N. A. & Ghazzi, M. S. (eds.). 2007. *Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil*. Rio de Janeiro, Museu Nacional, Série Livros, 23, 195p.

Camargo, M. & Giarrizzo, T. 2007. Fish, Marmelos Conservation Area (BX044), Madeira River basin, states of Amazonas and Rondônia, Brazil. *Check List* (UNESP), 3: 291-296.

Carvalho, N. de O. & Cunha, S. B. 1998. Estimativa da carga sólida do rio Amazonas e seus principais tributários para a foz e oceano: uma retrospectiva. *A Água em Revista*, 6 (10): 44-58.

Cox-Fernandes, C. 1995. *Diversity, distribution and community structure of electric fishes (Gymnotiformes) in the channels of Amazon River System, Brazil*. Ph.D. Theses Duke University, Durham, 394 pp.

Cox-Fernandes, C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 36-44.

Cox Fernandes, C. 1999. Detrended Canonical Correspondence Analysis (DCCA) of electric fish assemblages in the Amazon. *In: Val, A. L.; Almeida-Val, V. M. F. (Eds.) Biology of Tropical Fishes*. INPA, Manaus. p: 21-39.

Cox Fernandes, C.; Podos, J. & Lundberg, J.G. 2004. Amazonian ecology: tributaries enhance the diversity of electric fishes. *Science*, 305: 1960-1962.

Crampton, W. G. R. 1996. Gymnotiform fish: an important component of Amazonian flood plain communities. *Journal of Fish Biology*, 48: 298-301.

Denslow, J. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forest: the diversity effect. *Ecological Applications*, 5: 962-968.

Diamond J. M. 1975. Assembly of species communities. *In: Cody M. L., Diamond J. M. (Eds.) Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, p. 342-444.

Dunne, T.; Mertes, L. A. K.; Meade, R. H.; Richey, J. E. & Forsberg, B. R. 1998. Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. *Geological Society of America Bulletin*. 110(4): 450-467.

Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J. A. S. & Santos, G. M. 1998. *Peixes Comerciais do Médio Amazonas: região de Santarém, Pará*. Edições IBAMA, Brasília. 214p.

Ferreira, E. J. G., Zuanon, J. A. S., Fosberg, B., Goulding, M. & Briglia-Ferreira, S. R. 2007. *Rio Branco. Peixes, Ecologia e Conservação de Roraima*. Amazon Conservation Association (ACA), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Sociedade Civil Mamirauá, 201pp.

Fink W. & Fink, S. 1978. Central Amazon and its fishes. *Comp. Biochem. Physiol.* 62A: 13-29.

Freitas, M. H. M. 2007. *Dieta e estrutura trófica da assembléia de peixes bentônicos em um trecho do baixo rio Trombetas (Oriximiná, Pará, Brasil)*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA/ Universidade Federal do Amazonas-UFAM, Manaus 58 pp.

Furch, K. & Junk, W. J. 1997. *Physicochemical conditions in floodplain*, p.69-108. In: Junk, W. J. (Eds) *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system*, Springer Verlag, New York, 525p.

Galacatos, K.; Stewart, D. J. & Ibarra, M. 1996. Fish community patterns of lagoons and associated tributaries in the Ecuadorian Amazon. *Copeia* 4:875–894.

Galvis, G.; Mojica, J. I.; Duque, S. R.; Castellanos, C.; Sá Nchezduarte, P.; Arce, M.; Gutiérrez, Á.; Jiménez, L. F.; Santos, M.; Vejarano, S.; Arbeláez, F.; Prieto, E. & Leiva, M. 2006. *Peces del medio Amazonas – Región de Leticia*. Conservación Internacional, Bogotá D. C. 548 pp.

Garcia, M. & Saint-Paul, U. 1992. Composição da comunidade de peixes das águas abertas do lago do Prato, arquipélago das Anavilhanas, rio Negro. *In: Anais do Quarto Congresso Brasileiro de Limnologia*. Manaus. 84 pp.

Garcia, M. 1995. *Aspectos ecológicos dos peixes das águas abertas de um lago no Arquipélago das Anavilhanas, Rio Negro*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA/ Universidade Federal do Amazonas- UFAM, Manaus 94 pp.

Goulding, M. 1979. *Ecologia da pesca do rio Madeira*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Manaus, Amazonas. 172p.

Goulding, M.; Barthem R. & Ferreira E. 2003. *The Smithsonian atlas of the Amazon*. Smithsonian Books, Washington. 253p.

Hammer, Ø.; Harper, D.; A. T. & Ryan, P. D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.

Henderson, P. A. & Walker, I. 1990. Spatial organization population density of the fish community of the litter banks within a central Amazonian blackwater stream. *Journal of Fish Biology*, 37: 401-411.

Hrbek, T.; Vasconcelos, W. R.; Rebelo, G. & Farias, I. P. 2008. Phylogenetic Relationships of South American Alligatorids and the Caiman of Madeira River. *Journal of Experimental Zoology*, 309: 588-599.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, 29: 151-154.

Ibarra, M. & Stewart, D. J. 1989. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River Basin, Eastern Ecuador. *Copeia*, 2: 364-381.

Ibanez, C.; Oberdorff, T.; Teugels, G. Mamononekene, V.; Lavoué, S. Fermon, Y.; Paugy, D. & Toham, A. K. 2007. Fish assemblages structure and function along

environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). *Ecology of Freshwater Fishes*, 16: 315-334.

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

Junk, W. J.; Soares, G. M. & Carvalho, F. M. 1983. Distribution of fish species in a lake of Amazon river floodplain near Manaus (Lago Camaleão), with a special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, 7: 397-431.

Junk, W.J. & Nunes de Mello, J.A.S. 1987. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Tub. Georg. Stud.* 95:367-385.

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 the International Large River Symposium*. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, 106: 110-127.

Keller, F. 1874. *The Amazon and Madeira rivers, sketches and descriptions from the note-book of an explorer*. Chapman & Hall, London, 177 p.

Kemp, P. F. 1990. The fate of benthic bacterial production. *Reviews in Aquatic Sciences* 2: 109–124.

Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harpers Collins Publishers, New York. 654pp.

Latrubesse, E.; Stevaux, J. C.; Sinha, R. 2005. Tropical rivers. *Geomorphology*, 70: 187–206.

Leite, R. G. & Araujo-Lima, C. A. R. M. A. 2002. Feeding of the *Brycon cephalus*, *Triportheus elongatus* and *Semaprochilodus insignis* (Osteichthyes, Characiformes) Larvae in Solimões/Amazonas river and Floodplain Areas. *Acta Amazônica*, 32(3): 499-519.

Leite, R. G., Silva, J. V. V. & Freitas, C. E. 2006. Abundância e distribuição das larvas de peixes no lago Catalão e no encontro dos rios Negro e Solimões, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 36(4): 557-562.

Leite, R. G.; Canas, C.; Forsberg, B. R.; Barthem, R. & Goulding, M. 2007. *Larvas dos grandes bagres balizadores*. Gráfica Biblos, Lima, 127 p.

LEME, Engenharia S.A. 2005. Diagnóstico ambiental da área de influência direta, meio biótico, ictiofauna e recursos pesqueiros: estudo de impacto ambiental dos aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antonio e Jirau, rio Madeira-RO. Pp. 755-916. In: LEME, Engenharia S.A. (Org). *Área de influência direta dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antonio*. (B)5: Relatório 6315-RT-G90-001.

Lopez-Rojas, H.; J. G. Lundberg & E. Marsh. 1984. Design and operation of a small trawling apparatus for use with dugout canoes. *North American Journal of Fisheries Management*. 4: 331-334.

Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. São Paulo, USP, 535p.

Lundberg, J. G.; Lewis, W. M.; Saunders, J. F. & Magio-Leccia, F.. 1987. A major food web component in the Orinoco river channel: evidence from planktivorous electric fishes. *Science*, 237: 81-83.

Lundberg, J. G. & Rapp Py-Daniel, L. 1994. *Bathycetopsis oliveirai*, gen. et sp. nov., a blind and depigmented catfish (Siluriformes: Cetopsidae) from the Brazilian Amazon. *Copeia*, 2: 381-390.

Mago-Leccia, F.; Lundberg, J. G. & Baskin, J. N. 1985. *Systematics of the South American Freshwater Fish Genus Adontosternarchus (Gymnotiformes, Apterontidae)*. Contributions in Science, Natural History Museum of Los Angeles County, 359: 1-19.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton Univ. Press. 167 p.

Marrero, C. & Taphorn, D. C. 1991. Notas sobre la historia natural y la distribución de los peces gymnotiformes en la cuenca del Río Apure e otros ríos de la Orinoquia. *Biollania*, 8: 123-142.

Martin-Smith K. M. 1998. Fish-habitat relationships in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology*, 52: 458-482.

Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York, NY: Chapman and Hall, 756 p.

Maurice-Bourgoin, L.; Quiroga, I.; Chincheros, J. & Courau, P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira Rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Sci. Total Environ.* 260, 73–86.

Mérigoux, S.; Ponton D. & Mérona, B. 1998. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 25-39.

McClain, M.E.; Rickey, J.E. & Victoria, R.I., 1995. Andean contributions to the biogeochemistry of the Amazon river system. *Bulletin de l'Institut Français d'Etudes Andines*, 24(3): 1-13

McClain M. E. & Naiman R. J. 2008. Andean Influences on the Biogeochemistry and Ecology of the Amazon River. *BioScience*, 58: 325-338.

McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MJM Software Design. Oregon. EUA. 300 p.

Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Petersen, R.C.; Cushing, C.E.; Bruns, D.A.; Sedell, J.R. & Vannote, R.L. 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1045–1055.

Oberdorff, T.; Guégan, J. F.; Hugueny, B. 1995. Global scale patterns in freshwater fish species diversity. *Ecography*, 18: 345-352.

Paiva, M. P. 1983. *Peixes e pescas de águas interiores do Brasil*. Editerra, Brasília, 158 p.

Pianka, E.R. 1988. *Evolutionary ecology*. New York, Harper & Cia Row, 228p.

Provenzano, F. 1993. The benthic fish-fauna of the Apuré river, Estado Apuré, Venezuela. I. Gymnotoidei and Loricariidae. *In: ASIH*, Austin, U.S.A. 252 pp.

Quinn, G.P. & Keough, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University press. 537p.

Rapp Py-Daniel, L. H.; Deus, C. P.; Henriques, A. L.; Pimpão, D. & Ribeiro, O. M. 2007. *Biodiversidade do médio Madeira: bases científicas para propostas de conservação*. INPA, Manaus. 244 pp.

Rahel, F. J. & Hubert, W. A. 1991. Fish assemblage and habitat gradients in a Rocky Mountain-Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community chance. *Transaction of the American Fisheries Society*, 120, 319-332.

Reis, R. E.; Kullander, S. O. & Ferraris Jr., C. J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. EDIPUCRS. Porto Alegre, RS, Brasil. 742 pp.

Sabino, J. & Zuanon, J. 1998. A stream fish assemblage in central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 8(3): 201-210.

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

Santos, G. M. dos. 1991. *Pesca e Ecologia dos peixes de Rondônia*. Tese de doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonas - INPA/FUA, Manaus, 213 pp.

Santos, G. M. & Ferreira, E. 1999. Peixes da bacia Amazônica. *In*: Lowe-McConnell, R. H. (Ed.), *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. São Paulo, USP, 345-373pp.

Schlosser, I. J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52, 395-414.

Schlosser, I. J. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warm water streams. *In*: W.J. Matthews & D.C. Heins (Eds), *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes*, University of Oklahoma Press, 17-24pp.

Sheldon, A. L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, 49: 193-198.

Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM). 2002. *Atlas Geoambiental de Rondônia*. Porto Velho, 141p.

Sioli, H. 1967. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, 1(3): 267-277.

Simões, P.I.; Lima, AP.; Magnusson, W.E.; Hödl, W. & Amézquita, A. 2008. Acoustic and morphological differentiation in the frog *Allobates femoralis*: relationships with the upper Madeira River and other potential geological barriers. *Biotropica*. 40, 607-614.

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

Smith, N. J. H. 1979. *A pesca no rio Amazonas*. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, 154 p.

Stewart, D. J.; Barriga-Salazar R. E. & Ibarra, M. 1987. Ictiofauna de la cuenca del río Napo, Ecuador oriental: lista anotada de especies. *Politécnica*, Ser. Biol., 1:9-63.

Stewart D. J.; Ibarra M. & Barriga-Salazar R. 2002. Comparison of Deep-River and Adjacent Sandy-Beach Fish Assemblages in the Napo River Basin, Eastern Ecuador. *Copeia*, 2: 333–343.

Súarez, Y. R. & Petrere-Júnior, M. 2003. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum*, Maringá, 25(2): 361-367.

Súarez, Y. R. & Petrere-Júnior, M. 2006. Organização das assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum*, Maringá, 21(2): 161-167.

Taylor, C. M.; Winston, M. R. and Matthews, W. J. 1993. Fish species-environment and abundance relationships in a Great Plain river system. *Ecography*, 16: 16-23.

Tejerina-Garro, F. L.; Fortin, R. & Rodriguez, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 399-410.

Tejerina-Garro F. L.; Maldonado M.; Ibanez C.; Pont D.; Roset N. & Oberdorff, T. 2005. Distinguishing the respective effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. Brazilian. *Archives of Biology and Technology*, 48: 91-108.

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

Tonn, W. M.; Magnuson, J. J.; Rask, M. & Toivonen, J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *American Naturalist*, 136: 345-375.

Torrente-Vilara, G. 2009. *Heterogeneidade ambiental e diversidade Ictiofaunística do trecho de corredeiras do rio Madeira, Rondônia, Brasil*. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonas - INPA, Manaus, 156 pp.

Vadeboncoeur, M. J.; Vander Z. & Lodge D. M. 2002. Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. *BioScience*, 52: 44–55.

Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci.* 37:130–7.

Waite, I. R. & Carpenter, K. D. 2000., Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. *Transaction of the American Fisheries Society*, 129: 754- 770.

Wilkinson, L. 2000. SYSTAT: The system for statistics. SYSTAT Inc., Evanston, Illinois.

Welcomme, R. L. 1985. River fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations*, Roma, n. 262, 330 p.

Winemiller, K. O. & Leslie, M. A. 1992. Fish communities across a complex freshwater-marine ecotone. *Environmental Biology of Fishes*, 34: 29-50.

Winemiller, K. O. & Jepsen, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53, 267-296.

Yossa M. I. & Araújo-Lima C. A. R. M. 1998. Detritivory in two Amazonian fish species. *Journal of Fish Biology*, 52: 1141-1153.

Zanata, A. M. & Toledo-Piza, M. 2004. Taxonomic revision of the South American fish genus *Chalceus* Cuvier (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) with the description of three new species. *Zool. J. Linn. Soc.* 140(1):103-135.

ANEXO I. Valores médios das variáveis bióticas por local de amostragem nas três áreas estudadas do rio Madeira (A- Montante Jirau; B- Entre Jirau e Teotônio; C- Jusante Teotônio) nos períodos de seca e cheia.

Período hidrológico	Área	Local de amostragem	Riqueza	Abundância	Velocidade (m/s)	Profundidade (m)	Transparência (cm)	Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	pH	O ₂ Dissolvido (mg.l-1)	Temperatura (°C)	Largura (m)	Turbidez (UNT)
Seca	A	1	17	71	0,982	24,944	29	114,8	7,196	6,454	28,392	402	111,92
		2	11	33	0,816	19,302	31,4	116,2	7,11	6,9	28,42	494,2	109,526
		3	15	33	1,188	13,908	16,4	92,8	7,264	7,422	28,24	682	206,6
		4	16	43	1,024	13,41	12,8	85,2	7,052	7,47	28,248	820,6	251,2
		5	13	38	0,792	11,22	13,8	84,6	7,01	7,48	28,314	787	244,6
	B	6	13	30	1,112	7,668	13,2	82,6	6,914	8,062	28,38	1026	218,6
		7	11	25	1,152	10,138	14,2	82,4	7,096	7,966	28,666	770,4	211,8
		8	7	16	1,036	10,228	15,8	81	7,078	8,126	28,61	987	197,8
		9	8	23	0,944	9,698	15,2	80,6	6,978	8,25	28,94	1148	184,6
		10	7	13	0,69	10,392	16,8	79,4	7,056	8,232	28,812	894,6	179
	C	11	12	25	0,842	12,05	18,2	79,8	7,13	9,122	28,86	964	193,8
		12	11	23	0,824	9,142	15,8	79,4	7,216	8,744	28,77	1236	201,4
		13	9	24	1,078	8,756	18,2	78,6	7,234	8,784	29,032	1054	199,4
		14	7	20	1,012	11,078	17,2	78,2	7,108	8,764	29,044	918,8	202,2
		15	16	52	0,886	7,032	17,4	77,6	7,046	8,796	28,868	929,8	215,8
Cheia	A	1	3	4	1,427	22,825	28	54,75	6,19	3,405	27,062	561	161,5
		2	5	6	1,482	17,865	28	56	6,245	3,635	27,067	583,75	160
		3	10	16	1,355	15,348	19	57,25	6,537	4,73	26,99	882,5	242,75
		4	1	1	1,28	15,955	17	57,75	6,497	5,175	27,027	1157	222,75
		5	5	6	1,322	11,058	16,75	56,25	6,4	5,048	27,035	1015	234,75
	B	6	10	29	1,465	9,683	15,75	55	6,527	5,25	27,095	1370	201,75
		7	3	5	1,342	12,98	15,75	54	6,58	5,687	27,12	850,25	173
		8	3	3	1,195	11,36	15,75	51,25	6,43	5,8	27,268	1505	199,25
		9	5	7	1,377	12,15	17	52,5	6,51	5,817	27,135	1009	193,25
		10	6	12	1,235	5,305	14,5	52,75	6,41	6,03	27,195	1532,5	183,5
	C	11	4	6	1,29	10,525	18,25	53,25	6,51	6,765	27,22	1165	178
		12	1	1	1,247	15,477	16,25	53,25	6,655	6,637	27,248	1405	173
		13	8	11	1,315	9,295	13,25	52,75	6,557	6,667	27,323	1240	207,5

ANEXO II. Ictiofauna bentônica capturada nas três áreas estudadas do trecho de corredeiras do rio Madeira.

Espécies	Áreas			Tombo
	A - Montante Jirau	B - Entre Jirau e Teotônio	C - Jusante Teotônio	
<i>Acanthopoma annectens</i>		1		UFRO-I 6266
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	3			UFRO-I 6267
<i>Adontosternarchus clarkae</i>	3			UFRO-I 6268
<i>Adontosternarchus nebulosus</i>	1			UFRO-I 6269
<i>Ageneiosus brevis</i>	3			UFRO-I 6085
<i>Aguarunichthys inpai</i>	1			UFRO-I 6270
<i>Apionichthys finis</i>			1	UFRO-I 6271
<i>Apistoloricaria cf. laani</i>	3	4	1	UFRO-I 6153
<i>Apteronotus apurensis</i>		2		UFRO-I 6272
<i>Apteronotus bonapartii</i>	2		1	UFRO-I 6273
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	4			UFRO-I 6275
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>		3		UFRO-I 6377
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>			1	UFRO-I 6276
<i>Calophysus macropterus</i>	7			UFRO-I 0391
<i>Centromochlus heckelii</i>	1			UFRO-I 6277
<i>Cetopsis coecutiens</i>	15	20	1	UFRO-I 6278
<i>Cetopsis oliveirai</i>	23	35	25	UFRO-I 6333
<i>Crossoloricaria cf. onmation</i>			2	UFRO-I 0496
<i>Crossoloricaria sp.</i>	5	24		UFRO-I 6206
<i>Distocyclus conirostris</i>	1			UFRO-I 6334
<i>Doras fimbriatus</i>	1			UFRO-I 0865
<i>Duopalatinus peruanus</i>			1	UFRO-I 6335
<i>Exallodontus aguanai</i>	22	19	13	UFRO-I 6336
<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i>			1	UFRO-I 6337
<i>Hemidoras stenopeltis</i>			7	UFRO-I 0071
<i>Horiomyzon retropinnatus</i>			9	UFRO-I 6372
<i>Horiomyzon sp. n. "cabeça lisa"</i>			2	UFRO-I 6373
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1			UFRO-I 6338
<i>Imparfinis stictonotus</i>			1	UFRO-I 6339
<i>Leptodoras acipenserinus</i>	2	1	2	UFRO-I 6340
<i>Leptodoras cf. nelsoni</i>	1			UFRO-I 6378
<i>Leptodoras juruensis</i>			21	UFRO-I 6341
<i>Leptodoras myersi</i>	1		1	UFRO-I 6375
<i>Megalonema amaxanthum</i>		2	1	UFRO-I 6342
<i>Megalonema sp.2</i>	1			UFRO-I 6343
<i>Nemadoras humeralis</i>	10			UFRO-I 6344
<i>Nemadoras sp. caripuna</i>		1		UFRO-I 6345
<i>Opsodoras boulengeri</i>	7			UFRO-I 6346
<i>Opsodoras stuebelli</i>			1	UFRO-I 6347
<i>Oxydoras eigenmanni</i>	1	1		UFRO-I 6348
<i>Paracanthopoma cf. parva</i>		1		UFRO-I 6379
<i>Paracanthopoma sp. n. "truc"</i>		2		UFRO-I 6349
<i>Paravandellia sp.1</i>	1		1	UFRO-I 6350
<i>Pariosternarchus amazonensis</i>			3	UFRO-I 6351

<i>Pariosternarchus</i> sp.	9	12	1	UFRO-I 6352
<i>Pimelodina flavipinnis</i>			3	UFRO-I 6353
Pimelodidae gen. sp. nov.	8	2	19	UFRO-I 6274
<i>Pimelodus</i> aff. <i>blochii</i>	36		1	UFRO-I 0080
<i>Pimelodus altissimus</i>		1		UFRO-I 6354
<i>Pinirampus pirinampu</i>	2			UFRO-I 6355
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	6			UFRO-I 6356
<i>Planiloricaria</i> cf. <i>cryptodon</i>	6	9	18	UFRO-I 6357
<i>Platynemichthys notatus</i>		1	2	UFRO-I 2071
<i>Plectrochilus diabolicus</i>		1		UFRO-I 6358
<i>Plectrochilus machadoi</i>		1		UFRO-I 6380
<i>Propimelodus caesius</i>			4	UFRO-I 6359
<i>Propimelodus</i> sp. “ <i>adiposa curta</i> ”	3			UFRO-I 6360
<i>Propimelodus</i> sp. “ <i>anal com lobo</i> ”	2	5	12	UFRO-I 6361
<i>Pseudohemiodon</i> sp.			2	UFRO-I 6167
<i>Pseudostegophilus nemurus</i>			2	UFRO-I 6374
<i>Pterodoras lentiginosus</i>	1			UFRO-I 6362
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>		1		UFRO-I 6363
<i>Rinodoras boehlkei</i>	1			UFRO-I 6364
<i>Spatuloricaria</i> sp.	2			UFRO-I 6210
<i>Steatogenys elegans</i>			1	UFRO-I 6365
<i>Sternarchella orthos</i>	11	1	1	UFRO-I 6366
<i>Sternarchella</i> aff. <i>orthos</i>	6			UFRO-I 6367
<i>Sternarchella schotti</i>	6	6		UFRO-I 6368
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	16	7		UFRO-I 6369
<i>Sternarchorhynchus curvirostris</i>	1			UFRO-I 6370
<i>Stwartglanis</i> sp.			1	UFRO-I 6376
<i>Trachydoras steindachneri</i>	14			UFRO-I 6371
<i>Vandellia sanguinea</i>	1			UFRO-I 6381
Total	251	163	163	

ANEXO III. Ictiofauna bentônica capturada no trecho de corredeiras do rio Madeira por Torre-Vilara (2009) e no presente estudo.

Espécies	Torre-Vilara (2009)	Presente Estudo
<i>Acanthopoma annectens</i>		X
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	X	X
<i>Adontosternarchus clarkae</i>		X
<i>Adontosternarchus nebulosus</i>		X
<i>Ageneiosus brevis</i>		X
<i>Aguarunichthys inpai</i>	X	X
<i>Apionichthys finis</i>		X
<i>Apistoloricaria cf. laani</i>	X	X
<i>Apteronotus apurensis</i>		X
<i>Apteronotus bonapartii</i>	X	X
<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	X	X
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	X	X
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>		X
<i>Calophysus macropterus</i>	X	X
<i>Centromochlus heckelii</i>		X
<i>Cetopsis coecutiens</i>	X	X
<i>Cetopsis oliveirai</i>	X	X
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.1	X	
<i>Compsaraia compsus</i>	X	
<i>Crossoloricaria cf. onmation</i>		X
<i>Crossoloricaria</i> sp.	X	X
<i>Distocyclus conirostris</i>	X	X
<i>Doras fimbriatus</i>		X
<i>Duopalatinus peruanus</i>		X
<i>Eigenmannia macrops</i>	X	
<i>Ernstichthys</i> aff. <i>megistus</i>	X	
<i>Exallodontus aguanai</i>	X	X
<i>Farlowella</i> aff. <i>rugosa</i>	X	
<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i>		X
<i>Hemidoras stenopeltis</i>		X
<i>Horiomyzon retropinnatus</i>	X	X
<i>Horiomyzon</i> sp. n. "cabeça lisa"		X
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		X
<i>Hypostomus unicolor</i>	X	
<i>Imparfinis stictonotus</i>		X
<i>Leptodoras acipenserinus</i>		X
<i>Leptodoras</i> cf. <i>nelsoni</i>		X
<i>Leptodoras juruensis</i>	X	X
<i>Leptodoras myersi</i>		X
<i>Loricaria cataphracta</i>	X	
<i>Megalocentor ecthrus</i>	X	
<i>Megalonema amaxanthum</i>	X	X
<i>Megalonema</i> sp.2	X	X
<i>Nemadoras humeralis</i>		X
<i>Nemadoras</i> sp. <i>caripuna</i>	X	X
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	X	
<i>Opsodoras boulengeri</i>	X	X

<i>Opsodoras stuebelli</i>		X
<i>Orthosternarchus tamandua</i>	X	
<i>Oxydoras eigenmanni</i>		X
<i>Paracanthopoma cf. parva</i>		X
<i>Paracanthopoma</i> sp.n. "truc"	X	X
<i>Paravandellia</i> sp.1		X
<i>Pariosternarchus amazonensis</i>		X
<i>Pariosternarchus</i> sp.		X
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	X	
<i>Pimelodella cf. cristata</i>	X	
<i>Pimelodella</i> sp.1	X	
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	X	X
<i>Pimelodus aff. blochii</i>	X	X
<i>Pimelodus altissimus</i>		X
<i>Pimelodidae</i> sp. gen. nov.	X	X
<i>Pinirampus pirinampu</i>	X	X
<i>Plagioscion squamosissimus</i>		X
<i>Planiloricaria cf. cryptodon</i>	X	X
<i>Platynemataichthys notatus</i>		X
<i>Platystomatichthys sturio</i>	X	
<i>Plectrochilus diabolicus</i>		X
<i>Plectrochilus machadoi</i>	X	X
<i>Propimelodus caesius</i>	X	X
<i>Propimelodus</i> sp. "adiposa curta"	X	X
<i>Propimelodus</i> sp. "anal com lobo"		X
<i>Pseudohemiodon</i> sp.	X	X
<i>Pseudopimelodus aff. pulcher</i>	X	
<i>Pseudostegophilus nemurus</i>	X	X
<i>Pseudotylosurus microps</i>	X	
<i>Pterodoras lentiginosus</i>	X	X
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>		X
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	X	
<i>Rhinodoras boehlkei</i>	X	X
<i>Spatuloricaria</i> sp.		X
<i>Steatogenys elegans</i>		X
<i>Sternarchella orthos</i>	X	X
<i>Sternarchella aff. orthos</i>		X
<i>Sternarchella schotti</i>	X	X
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	X	X
<i>Sternarchogiton cf. porcinum</i>	X	
<i>Sternarchogiton</i> sp. "queixo"	X	
<i>Sternarchorhynchus curvirostris</i>	X	X
<i>Sternarchorhynchus mormyrus</i>	X	
<i>Sternarchorhynchus oxyrhynchus</i>	X	
<i>Stewartglanis</i> sp.		X
<i>Trachydoras steindachneri</i>	X	X
<i>Trachydoras nattereri</i>	X	
<i>Vandellia sanguinea</i>		X
<i>Zungaro zungaro</i>	X	

ANEXO IV. Ictiofauna bentônica capturada durante o presente estudo no trecho de corredeiras do rio Madeira.

Ordem	Família	Espécies	Total	
Gymnotiformes	Apteronotidae	<i>Adontosternarchus balaenops</i>	3	
		<i>Adontosternarchus clarkae</i>	3	
		<i>Adontosternarchus nebulosus</i>	1	
		<i>Apteronotus apurensis</i>	2	
		<i>Apteronotus bonapartii</i>	3	
		<i>Pariosternarchus amazonensis</i>	3	
		<i>Pariosternarchus</i> sp.	22	
		<i>Steatogenys elegans</i>	1	
		<i>Sternarchella aff. orthos</i>	6	
		<i>Sternarchella orthos</i>	13	
		<i>Sternarchella schotti</i>	12	
		<i>Sternarchogiton nattereri</i>	23	
		<i>Sternarchorhynchus curvirostris</i>	1	
			Rhamphichthyidae	<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i>
	Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	1	
	Sternopygidae	<i>Distocyclus conirostris</i>	1	
Perciformes	Sciaenidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	6	
Pleuronectiformes	Achiridae	<i>Apionichthys finis</i>	1	
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Ageneiosus brevis</i>	3	
		<i>Centromochlus heckelii</i>	1	
	Cetopsidae	<i>Cetopsis coecutiens</i>	36	
		<i>Cetopsis oliveirai</i>	83	
	Doradidae	<i>Doras fimbriatus</i>	1	
		<i>Hemidoras stenopeltis</i>	7	
		<i>Leptodoras acipenserinus</i>	5	
		<i>Leptodoras cf. nelsoni</i>	1	
		<i>Leptodoras juruensis</i>	21	
		<i>Leptodoras myersi</i>	2	
		<i>Nemadoras humeralis</i>	10	
		<i>Nemadoras sp. caripuna</i>	1	
		<i>Opsodoras boulengeri</i>	7	
		<i>Opsodoras stuebelli</i>	1	
		<i>Oxydoras eigenmanni</i>	2	
		<i>Pterodoras lentiginosus</i>	1	
		<i>Rinodoras boehlkei</i>	1	
		<i>Trachydoras steindachneri</i>	14	
		Heptapteridae	<i>Horiomyzon retropinnatus</i>	9
			<i>Horiomyzon</i> sp. n. "cabeça lisa"	2
			<i>Imparfinis stictonotus</i>	1
	Loricariidae	<i>Apistoloricaria cf. laani</i>	8	
		<i>Crossoloricaria cf. onmation</i>	2	
		<i>Crossoloricaria</i> sp.	29	
		<i>Planiloricaria cf. cryptodon</i>	33	
		<i>Pseudohemiodon</i> sp.	2	
		<i>Spatuloricaria</i> sp.	2	
	Pimelodidae	<i>Aguarunichthys inpai</i>	1	
		<i>Brachyplatystoma platynemum</i>	4	
		<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	3	
		<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	1	
		<i>Calophysus macropterus</i>	7	

	<i>Duopalatinus peruanus</i>	1
	<i>Exalodontus aguanai</i>	54
	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1
	<i>Megalonema amaxanthum</i>	3
	<i>Megalonema sp.2</i>	1
	<i>Pimelodina flavipinnis</i>	3
	Pimelodidae gen. sp. nov.	29
	<i>Pimelodus aff. blochii</i>	37
	<i>Pimelodus altissimus</i>	1
	<i>Pinirampus pirinampu</i>	2
	<i>Platynemateichthys notatus</i>	3
	<i>Propimelodus caesius</i>	4
	<i>Propimelodus</i> sp. “adiposa curta”	3
	<i>Propimelodus</i> sp. “anal com lobo”	19
Trichomycteridae	<i>Acanthopoma annectens</i>	1
	<i>Paracanthopoma</i> cf. <i>parva</i>	1
	<i>Paracanthopoma</i> sp. n. “truc”	2
	<i>Paravandellia</i> sp.1	2
	<i>Plectrochilus diabolicus</i>	1
	<i>Plectrochilus machadoi</i>	1
	<i>Pseudostegophilus nemurus</i>	2
	<i>Stewartglanis</i> sp.	1
	<i>Vandellia sanguinea</i>	1
	<hr/>	
	Total	577
	<hr/>	