

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE

**A RESISTÊNCIA DA TEIA ALIMENTAR DA ICTIOFAUNA ANTES E APÓS A
FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DA UHE SANTO ANTÔNIO NO RIO
MADEIRA**

TAÍS MELO DA SILVA

Porto Velho

2016

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM DESENVOLVIMENTO
REGIONAL E MEIO AMBIENTE

**A RESISTÊNCIA DA TEIA ALIMENTAR DA ICTIOFAUNA ANTES E APÓS A
FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DA UHE SANTO ANTÔNIO NO RIO
MADEIRA**

TAÍS MELO DA SILVA

Orientadora: Dra. Gislene Torrente Vilara

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, para obtenção do título de mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente.

Porto Velho

2016

FICHA CATALOGRÁFICA
BIBLIOTECA PROF. ROBERTO DUARTE PIRES

S586r

Silva, Taís Melo da

A resistência da teia alimentar da ictiofauna antes e após a formação do reservatório da UHE Santo Antônio no Rio Madeira / Taís Melo da Silva.

Porto Velho, Rondônia, 2016.

57f. : il.

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente)
Fundação Universidade Federal de Rondônia / UNIR.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Gislene Torrente Vilara

1. Ecologia trófica 2. Reservatório - UHE Santo Antônio 3. Águas brancas
4. Rio Madeira I. Vilara, Gislene Torrente II. Título.

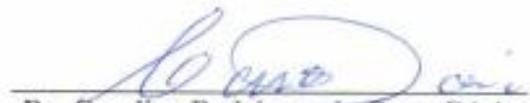
CDU: 574(811.1)

Bibliotecária Responsável: Ozelina Saldanha CRB11/486

TAÍS MELO DA SILVA

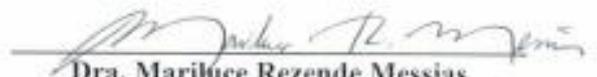
**“A RESISTÊNCIA DA TEIA ALIMENTAR DA ICTIOFAUNA APÓS A FORMAÇÃO DO
RESERVATÓRIO DA UHE SANTO ANTÔNIO NO RIO MADEIRA”.**

Comissão Examinadora



**Dr. Carolina Rodrigues da Costa Dória
Presidente**

Fundação Universidade Federal de Rondônia



**Dra. Mariluce Rezende Messias
Membro Externo**

Fundação Universidade Federal de Rondônia



**Dr. Igor David da Costa
Membro Externo**

Fundação Universidade Federal de Rondônia

**Dr. Wanderley Rodrigues Bastos
Suplente**

Fundação Universidade Federal de Rondônia

Porto Velho, 1º de Março de 2016.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente e Universidade Federal de Rondônia.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

À Santo Antônio Energia, pela parceria com a universidade durante a execução do Programa de Conservação da Ictiofauna no rio Madeira, possibilitando a realização deste trabalho.

À UFMG, pela oportunidade de realização do curso de redes ecológicas; e Sybelle Bellay pela leitura do trabalho.

À minha orientadora Dra Gislene Torrente Vilara, por sempre acreditar neste trabalho, pelo apoio e orientação.

À Dra Carolina Doria, por apoiar este trabalho e manter abertas as portas do laboratório para que fosse realizado.

À equipe do Laboratório de Ictiologia e Pesca, pela ajuda durante o projeto, em especial àqueles que sempre se mostraram preocupados, solícitos, e em certos momentos, encorajadores, Marília, Ariana e João, por todos os momentos.

À minha família, que apesar de tudo, estão sempre presentes e dando todo apoio.

A todos que, direta e indiretamente, colaboraram em algum momento durante esta jornada. Obrigada!

RESUMO

Resistência e resiliência ecológicas são dois conceitos fundamentais para o entendimento de variações na estabilidade de comunidades naturais em resposta a distúrbios ambientais. A estabilidade está relacionada à diversidade biológica, um importante fator para o entendimento da estrutura trófica e funcionalidade biológica. A estrutura trófica em rios-planície de inundação é determinada pelo pulso de inundação anual, o qual aumenta a disponibilidade de material alóctone ao ambiente, alterando as interações entre espécies. Contudo, esse processo está sendo ameaçado pela construção de reservatórios, especialmente para peixes de água doce. Na Amazônia, cerca de 74 reservatórios estão em operação, e 94 planejados para a região. A maioria dos estudos em reservatórios são realizados apenas após a implementação da barragem, gerando falta de dados antes do represamento. Conseqüentemente, pouco é conhecido sobre mudanças nos aspectos funcionais da assembleia de peixes em resposta ao represamento de rios. Nesse estudo foi avaliado a resistência da estrutura trófica de peixes no reservatório Santo Antônio (UHE Santo Antônio), no rio Madeira, antes e após o represamento do rio. A hipótese é que as relações tróficas interespecíficas de peixes serão alteradas após o estabelecimento do reservatório em resposta a alteração no pulso de inundação e mudanças na disponibilidade de alimento ao ambiente aquático. A resistência da assembleia de peixes frente ao impacto ambiental causado pelo represamento é possível através da reorganização das categorias tróficas entre as espécies, aumentando o particionamento de recursos em função da homogeneização do ambiente. Foram determinadas categorias tróficas no reservatório antes e após seu estabelecimento. A dieta de 51 espécies de peixes, representando cerca de 90% da abundância da assembleia de peixes possibilitou a identificação de nove categorias tróficas na área do reservatório. Oito categorias tróficas ocorreram em cada período estudado, revelando frugívoros e zooplancívoros exclusivos do pré- e pós-UHE, respectivamente. Foram observadas diferenças no particionamento de recursos entre os períodos, refletindo as mudanças no ambiente. Apesar disso, a ictiofauna parece resistir aos impactos ambientais mantendo a funcionalidade trófica nos dois primeiros anos de represamento. A resistência deve-se a mudança na composição da dieta de espécies e categorias tróficas, refletindo no tamanho das teias alimentares, especialização, conectância e aninhamento das teias, devido elevado particionamento de recursos alimentares. Os resultados ressaltam a importância da floresta inundada para a integridade e funcionalidade da assembleia de peixes.

Palavras-chave: ecologia trófica; reservatório; águas brancas; Amazônia.

ABSTRACT

Ecological resistance and resilience are key concepts for understanding the variation in the stability of natural assemblages in response to environmental disturbances. The stability is related to biological diversity, an important factor to understand trophic structure and biological functionality. The trophic structure in floodplain rivers is determined by the annual flood pulse, which increases the availability of allochthonous material in the environment, altering the interaction between species. However, this process has been threatened by the construction of dams, especially for freshwater fish. In the Amazon, about 74 reservoirs are operating, and 94 planned to be built in the region. Most studies in freshwater reservoirs have been conducted only after the blockage of the rivers, and the lack of data collected before the damming. Consequently, little is known about the changes on the functional aspects of fish assemblages in response to the damming of rivers. In this study we evaluate the resistance of the fish trophic structures in the Santo Antonio Dam (UHE Santo Antonio), in the Madeira River, before and after the damming of the river. Our hypothesis is that the interspecific trophic relationship of fishes will be altered after establishing of the dam in response to the disruption of the river flood pulse and changes the food availability in the aquatic environment. The resistance of these fish assemblages to the environmental impact of damming is possible by the reorganization of trophic categories amongst species, increasing the partitioning of food resources due to homogenization of the environment. We determined trophic categories in the reservoir during pre and post-UHE establish. The diet of 51 fish species represented about 90% of the fish assemblage abundance where nine trophic categories were identified in the reservoir area. Eight trophic categories occurred in each period studied revealing frugivorous and zooplanktivorous as unique categories in the pre-, and post-UHE, respectively. We observed differences in the resources partitioning between periods, reflecting the changes in the environment. Despite that, fish fauna seems to resist the environmental impacts maintaining the trophic functionality in the first two years after built the reservoir. The resistance is due to a change in the diet composition of species and trophic categories reflected in network size, specialization, connectance, and nestedness of the network, reflecting a high level of partitioning food resources. The results suggest the importance of flooded forest to the functional and integrity of the fish assemblage.

Key-words: trophic ecology; reservoir; white water; Amazon.

SUMÁRIO

Capítulo I - TEIA ALIMENTAR DA ICTIOFAUNA ANTES E APÓS A FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DA UHE SANTO ANTÔNIO NO RIO MADEIRA.....	10
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE APÊNDICES	13
INTRODUÇÃO.....	14
2. HIPÓTESE	16
3. OBJETIVOS.....	17
3.1. Objetivo geral.....	17
3.2. Objetivos específicos.....	17
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
4.1. Área de estudo	17
4.2. Locais de amostragem	18
4.3. Dados biológicos	19
4.4. Análise dos dados	20
4.4.1. Categoria trófica e a riqueza de espécies por categoria.....	20
4.4.2. Teias alimentares	21
5. RESULTADOS	23
5.1. Categoria trófica e riqueza de espécies por categoria	23
5.2. Teias alimentares	26
6. DISCUSSÃO.....	28
6.1. Categoria trófica e riqueza de espécies por categoria	28
6.2. Teias alimentares	31
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

Capítulo II - INFLUÊNCIA DA SUPRESSÃO VEGETAL EM RESERVATÓRIO AMAZÔNICO NA DIETA DE <i>Mylossoma duriventre</i> (CUVIER, 1818)	42
Resumo	43
Abstract	43
INTRODUÇÃO.....	44
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	45
2.1. Área de estudo	45
2.2. Amostragem da ictiofauna.....	45
2.3. Análise dos dados	46
3. RESULTADOS	47
4. DISCUSSÃO.....	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
APÊNDICE	55
Apêndice A.....	55
Apêndice B.....	57

Capítulo I

TEIA ALIMENTAR DA ICTIOFAUNA ANTES E APÓS A FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DA UHE SANTO ANTÔNIO NO RIO MADEIRA

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Locais de amostragem na área de influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Santo Antônio, rio Madeira. JAF: rio Jaciparaná; JAT: igarapé Jatuarana. Mapa: Hellison A. S. Alves. 18
- Figura 2. Locais de amostragem de ictiofauna na área de influência direta da UHE Santo Antônio, rio Madeira. A: rio Jaciparaná (pré-UHE); B: rio Jaciparaná (pós-UHE); C: igarapé Jatuarana (pré-UHE); D: igarapé Jatuarana (pós-UHE). Fotos: Taís Melo da Silva..... 19
- Figura 3. Teias alimentares da ictiofauna nos períodos pré- (A) e pós-UHE (B) agrupando-se os locais amostrados na área do UHE Santo Antônio, rio Madeira. Em verde estão representadas as categorias tróficas, e em cinza, os itens alimentares. Car=carnívora; Det=detrítívora; Fru=frugívora; Her=herbívora; Ins=insetívora; Oni=onívora; Per=perifítívora; Pis=piscívora; Zoo= zooplantívora; Afa=*Acestrorhynchus falcistrostris*; Ahe=*Acestrorhynchus heterolepis*; Ami=*Acestrorhynchus microlepis*; Aor=*Anodus orinocensis*; Bco=*Brachyhalcinus copei*; Cha=*Ctenobrycon hauxwellianus*; Com=*Moenkhausia cotinho*; Cgi=*Charax gibbosus*; Cte=*Ctenobrycon spilurus*; Cin=*Curimata inornata*; Cpl=*Cyphocharax plumbeus*; Mco=*Moenkhausia cotinho*; Mdi=*Moenkhausia dichroua*; Mle=*Moenkhausia lepidura*; Mol=*Moenkhausia oligolepis*; Pbl=*Pimelodus blochii*; Pla=*Potamorhina latior*; Par=*Platydoras armatus*; Pam=*Psectrogaster amazonica*; Pes=*Psectrogaster essequibensis*; Pru=*Psectrogaster rutiloides*; Sfa=*Schizodon fasciatus*; Sma=*Sternopygus macrurus*; Cre=*Crenicichla* spp. (não identificado); Gym=*Gymnotus* spp. (não identificado); Pei=Peixe (restos digeridos); Per=Perifiton; Alg=Algas; Bac=Bacillariophyta; Chl=Chlorophyta; Cya=Cyanophyceae; Eug=Euglenophyceae; Fra=Frugillariophyceae; Zph=Zygnemaphyceae; Zta=Zygnemataceae; Zoo=Zooplâncton; Cla=Cladocera; Det=Detrito; Cam=Camarão; Veg=Vegetal; Fru=Fruto; Ins=Inseto; Inv=Invertebrado; Mol=Molusca. A espessura da linha representa a frequência do item na dieta..... 27

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Classificação trófica, item predominante na dieta e riqueza de espécies por categoria trófica nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio, rio Madeira. 25
- Tabela 2. Valores dos índices calculados para teias tróficas da assembleia de peixes nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio, rio Madeira. 26

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice A. Categoria trófica e respectiva quantidade de estômagos analisados no UHE Santo Antônio, nos períodos pré- e pós-UHE 54

Apêndice B. Itens alimentares e índice de importância alimentar (IAi) consumidos por categoria trófica, nos períodos pré- e pós-UHE do rio Madeira. Car=carnívora; Det=detrítivora; Fru=frugívora; Her=herbívora; Ins=insetívora; Oni=onívora; Per=perifitívora; Pis=piscívora; Zoo=zooplantívora.....56

INTRODUÇÃO

Resistência e resiliência ecológica são dois assuntos fundamentais para compreender aspectos da ecologia de comunidades sujeitas a impactos. A resistência ecológica de um sistema está relacionada à sua capacidade em resistir a uma alteração ambiental, conservando suas características naturais. Por outro lado, resiliência ecológica é tida como a capacidade e velocidade requeridas pelo sistema para retornar ao seu estado de equilíbrio natural ou inicial após uma perturbação (Gunderson, 2000; Begon, 2007; Pearsons & Li, 2011). Dessa forma, tanto resistência quanto resiliência ecológica estão relacionadas à estabilidade das comunidades frente aos distúrbios ambientais.

A estabilidade dos sistemas naturais tem sido relacionada positivamente à diversidade biológica (Ruiter et al., 1998) e funcional (Mouillot et al., 2011). Assim, a avaliação destes atributos na comunidade pode ajudar a compreender melhor a estrutura trófica e funcionalidade biológica (Villéger et al., 2011), uma vez que a diversidade biológica pode influenciar o número e a distribuição dos grupos funcionais numa teia trófica (Montoya et al., 2015). Dessa forma, as características funcionais dos componentes da comunidade são primordiais na compreensão da funcionalidade do sistema, especialmente se exploradas a partir de comunidades naturais (Villéger et al., 2008; Mouillot et al., 2011). Questionamentos sobre a forma como comunidades naturais respondem a perturbações bióticas e abióticas estão no centro de muitas discussões ecológicas (Knapp et al., 2001). No entanto, determinar como a perturbação ocorre não é uma tarefa fácil, devido à complexidade natural das comunidades (Leduc et al., 2015), raridade de áreas com condições naturais para serem avaliadas, e ao fato de que os efeitos do distúrbio são diferenciados entre espécies de diferentes categorias tróficas e reprodutivas (Correia et al., 2015).

A estrutura de uma comunidade pode ser descrita por suas relações alimentares, organizando-as em teias alimentares (Petchey et al., 2008; Poisot et al., 2014; Piraquive et al., 2015; Altena et al., 2016). A estrutura das teias alimentares distingue-se em modelos de interações interespecíficas: teias de conectividade, energéticas e funcionais. As teias de conectividade são caracterizadas pelas relações alimentares entre as espécies, enquanto que as teias energéticas mostram conexões quantificadas pelo fluxo de energia entre um recurso e seu consumidor, medidas, por exemplo, por meio da análise de isótopos estáveis de carbono (Paine, 1980; Forsberg et al., 1992). Por outro lado, as teias funcionais buscam dimensionar a importância de grupos funcionais na manutenção do equilíbrio da comunidade como um todo (Paine, 1980; Moore & Ruiter, 1991; Power & Dietrich, 2002).

As espécies de uma comunidade são organizadas em grupos tróficos de acordo com os itens alimentares consumidos, e este tem se tornado um meio de simplificar as análises de ecossistemas naturais complexos (Albouy et al., 2011). Uma forma simples de demonstrar tal complexidade é determinando o número de níveis tróficos presentes no sistema, uma vez que a posição trófica é um importante meio para determinar a função da espécie no sistema (Levine, 1980; Nordstrom et al., 2015). Nesse modelo pode-se esperar que funcionalidade e saúde do sistema sejam conservadas mesmo que haja modificação nos conjuntos faunísticos.

Sistemas de rio-planície de inundação incorporam recurso alimentar alóctone periodicamente disponibilizado para os rios a partir da planície alagável pelos pulsos de inundação sazonais (Junk et al., 1989; Junk & Wantzen, 2004). Este fenômeno é reconhecido como a maior força controladora da biota aquática em sistemas rio-planície de inundação (Junk et al., 1989). O incremento sazonal de recursos da floresta para os rios influencia não apenas a sobrevivência e crescimento da ictiofauna, mas também a forma como as espécies interagem entre si. Desta forma, alterações no pulso de inundação promovem variações ambientais importantes na contribuição da planície alagável para sistemas aquáticos tropicais (Correa & Winemiller, 2014).

A amplitude e regularidade do pulso de inundação tem sido historicamente ameaçada pela construção de hidrelétricas em grandes rios (Winemiller et al., 2016), e é uma grande ameaça às comunidades aquáticas de bacias hidrográficas neotropicais (Finer & Jenkins, 2012; Fearnside, 2015; Pelicice et al., 2015; Sá-Oliveira et al., 2015). Apesar dos reservatórios inundarem localmente um trecho de rio com uma porção encachoeirada, a inundação torna-se permanente na planície alagável adjacente e, em escala local, elimina a periodicidade no aporte de nutrientes da planície para o sistema aquático. No Brasil estão instalados mais de 700 reservatórios nas principais bacias hidrográficas, destinados principalmente à produção de energia elétrica (Agostinho et al., 2008; Pelicice et al., 2015). Na Amazônia brasileira, 74 reservatórios encontram-se em operação e mais 94 estão planejados para a região (Tundisi et al., 2014).

No Brasil, projetos de engenharia para construção de hidrelétricas não têm caminhado paralelamente aos estudos ambientais, fato que tem impedido gerar uma base sólida de informações ambientais e ecológicas sobre os ecossistemas antes da instalação de empreendimentos. Além dessa ausência de dados pretéritos que impossibilita medir detalhadamente a amplitude dos impactos ambientais ao longo do tempo, os resultados dos estudos de viabilidade ecológica dos empreendimentos não têm constituído critérios para decisão sobre a instalação ou não de hidrelétricas. Como o diagnóstico é rápido, o

monitoramento do novo ambiente de reservatório raramente tem como base de comparação a funcionalidade do sistema em seu estado natural. Nesse contexto, abordagens sobre funcionalidade de assembleias biológicas a partir de categorias tróficas, definidas pela utilização de recursos alimentares pelos peixes em reservatórios amazônicos, ainda são incipientes. Até o momento, nenhum estudo desse tipo foi realizado em reservatórios de rios de águas brancas da Amazônia, cujas nascentes andina e pré-andina conferem elevada turbidez a suas águas, decorrente da grande quantidade de sedimento e material em suspensão carregados em seu leito (Sioli, 1984).

Se a disponibilização de alimento proveniente das planícies alagáveis é alterada com a perda da amplitude e regularidade dos pulsos hidrológicos sazonais, espera-se também alterações no particionamento de recursos utilizados pelas espécies de peixes após a formação de reservatórios. A alteração ou interrupção da entrada de material alóctone por meio do pulso de inundação deve resultar em reorganização das relações interespecíficas, iniciando-se imediatamente após o impacto, em função da necessidade de adaptação ao novo conjunto de recursos alimentares disponíveis. A reorganização das relações alimentares poderia manter a resistência ecológica da comunidade de diversas formas, como por exemplo: 1) reduzindo a quantidade de itens alimentares explorados pelas espécies; 2) compartilhando uma maior quantidade de itens quando comparados à uma situação pretérita; 3) modificando os itens alimentares consumidos. A reorganização poderia resultar na manutenção das categorias e resistência da estrutura trófica da comunidade, processo ainda desconhecido pela ciência, ao menos para grandes rios de águas brancas.

A proposta desse trabalho foi analisar a teia funcional da ictiofauna antes e após o estabelecimento do reservatório Santo Antônio, no rio Madeira. A complexidade natural das teias alimentares é refletida na riqueza de espécies de um sistema e nas inter-relações alimentares. O distúrbio ambiental causado pelo estabelecimento do reservatório pode eliminar espécies (extinção local) pela alteração do aporte de itens alimentares que eram sazonalmente disponibilizados pelo pulso de inundação. Por outro lado, a inundação permanente poderia incorporar novos itens alimentares e permitir a resistência das espécies, manutenção da riqueza e funcionalidade do sistema.

2. HIPÓTESE

A assembleia de peixes de rios de águas brancas resiste ao impacto da inundação permanente nos dois primeiros anos após a formação do reservatório de Santo Antônio. A resistência seria conferida pela alta riqueza de espécies dentro de cada categoria trófica,

permitindo que as espécies diminuam a amplitude e aumentem o compartilhamento de itens alimentares mantidos na situação de reservatório.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar e medir as alterações nas relações alimentares da assembleia de peixes da área de influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Santo Antônio (UHE Santo Antônio), decorrentes da inundação permanente de um trecho do rio Madeira.

3.2. Objetivos específicos

- Determinar a categoria trófica das espécies de peixes presentes em locais selecionados no rio Madeira, nos períodos pré e pós-represamento da UHE Santo Antônio (pré- e pós-UHE);
- Avaliar a riqueza funcional trófica das assembleias de peixes nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio;
- Medir a diferença nas conexões nas teias alimentares das assembleias de peixes nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na área onde se estabeleceu o reservatório Santo Antônio (UHE Santo Antônio), no trecho de corredeiras do rio Madeira, classificado como um rio de águas brancas (Sioli, 1964; Sioli, 1984; Junk et al., 2011) devido ao carreamento de grande quantidade de sedimento em suspensão. Desde sua nascente andina até sua foz na confluência com o rio Amazonas, possui aproximadamente 1.370 km de extensão fluvial. A área selecionada para estudo tem cerca de 20 km de extensão fluvial, localizada no trecho de corredeiras do rio Madeira, que, antes do estabelecimento das UHEs, compreendia aproximadamente 405 km de extensão, com cerca de 290 km em território brasileiro em uma sequência de 18 corredeiras (Cella-Ribeiro et al., 2013). Dentre as corredeiras, encontrava-se a cachoeira do Teotônio, o principal fator que determinava a distribuição das espécies da ictiofauna do rio Madeira (Torrente-Vilara et al., 2011).

4.2. Locais de amostragem

Os locais amostrados estão na área de influência direta do reservatório: a foz dos rios Jaciparaná (09°17'01.0''O; 64°23.1'57.3''S) e igarapé Jatuarana (08°49'52.1''O; 64°02'43.8''S). Originalmente, esses locais eram separados pela cachoeira Teotônio, no entanto, após a formação da UHE Santo Antônio e afogamento da cachoeira do Teotônio, ambos passaram a fazer parte de um mesmo ambiente, o reservatório de Santo Antônio. Os pontos de coleta foram estabelecidos na foz desses dois cursos de água, amostrados antes e depois da formação do reservatório (Figura 1).

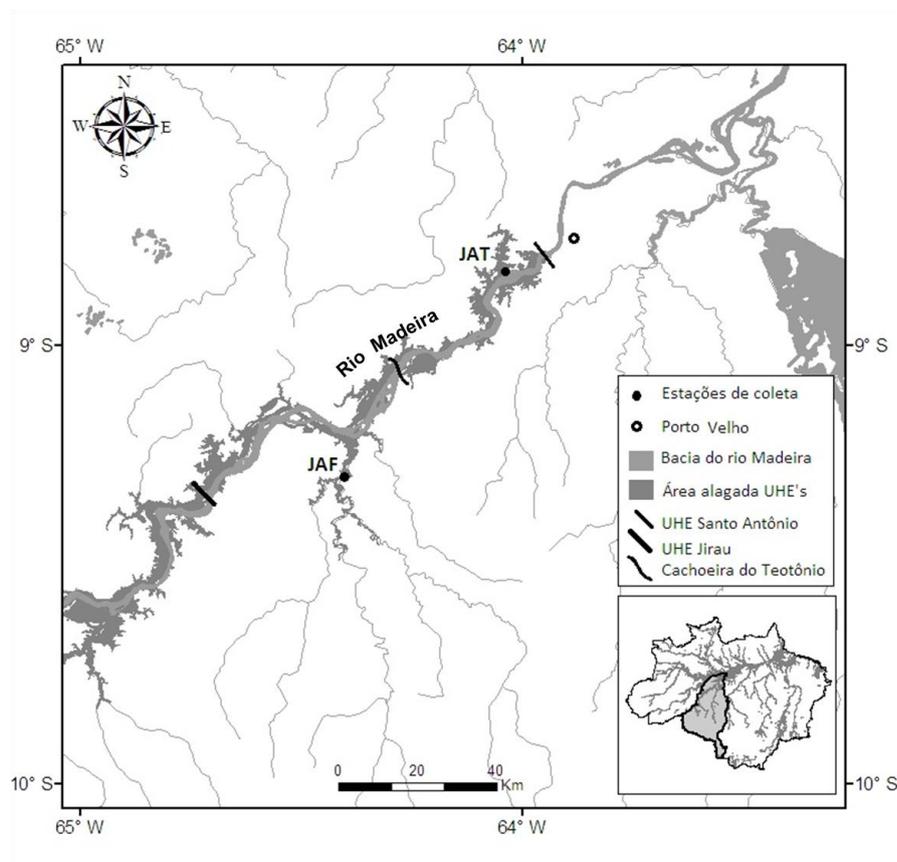


Figura 1. Locais de amostragem na área de influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Santo Antônio, rio Madeira. JAF: rio Jaciparaná; JAT: igarapé Jatuarana. Mapa: Hellison A. S. Alves.

O rio Jaciparaná está localizado na margem direita do rio Madeira, é o maior afluente daquele alto trecho do rio. No período pré-resapamento (Figura 2A), este rio apresentava profundidade média de $4,5 \pm 2,5$ m, transparência média de $1,34 \pm 0,49$ m, largura de 53 ± 28 m e substrato composto predominantemente por liteira fina e lama. Após o resapamento (Figura 2B), suas dimensões foram alteradas para $7,18 \pm 1,43$ m de profundidade média, transparência média de $1,21 \pm 0,50$ m e 756 ± 609 m de largura.

O igarapé Jatuarana, situado na margem esquerda do rio Madeira (Figura 2C) apresentava médias de profundidade de $6,00 \pm 4,31$ m, transparência de $1,38 \pm 0,64$ m e largura média de 23 ± 12 m, tendo lama como substrato predominante no período pré-represamento. Após o barramento (Figura 2D), suas médias de profundidade foram $12,78 \pm 6,29$ m, com transparência de $0,44 \pm 0,38$ m, largura de 1825 ± 1751 m, e predominância de substrato lamacento. Ambos tributários possuem águas claras e passaram a receber maior influência do rio Madeira nos locais de coleta após o estabelecimento da UHE Santo Antônio.



Figura 2. Locais de amostragem de ictiofauna na área de influência direta da UHE Santo Antônio, rio Madeira. A: rio Jaciparaná (pré-UHE); B: rio Jaciparaná (pós-UHE); C: igarapé Jatuarana (pré-UHE); D: igarapé Jatuarana (pós-UHE). Fotos: Taís Melo da Silva.

4.3. Dados biológicos

Os dados biológicos foram coletados durante o Programa de monitoramento e conservação da ictiofauna, parceria entre Universidade Federal de Rondônia e Santo Antônio Energia. Durante o pré-UHE, os peixes foram coletados mensalmente, totalizando 23 amostragens entre abril de 2009 e agosto de 2011. No pós-UHE, as coletas foram realizadas

bimestralmente, em 12 amostragens entre outubro de 2011 e agosto de 2013, totalizando 35 eventos de coleta em cada ponto. A ictiofauna foi amostrada utilizando-se um conjunto de 13 redes de espera com malhas variando de 30 a 200 mm entre nós opostos, expostas por 24 horas e revisadas a cada 4 horas, em cada ponto de amostragem. Após a captura, os exemplares foram resfriados em gelo e levados ao Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia, em Porto Velho. Em laboratório, cada espécime foi identificado conforme descrito em Queiroz et al. (2013) e, em seguida, os estômagos das espécies foram coletados, etiquetados e preservados em álcool 70% para posterior análise.

4.4. Análise dos dados

A padronização das coletas pelo esforço e apetrecho de pesca teve como objetivo amostrar as assembleias de peixes de forma semelhante. Porém, após a instalação da UHE Santo Antônio, uma modificação na presença e abundância de parte das espécies. Assim, a escolha das espécies foi realizada com base em suas abundâncias no pré-UHE ($N > 10$), de forma que fosse possível quantificar o impacto causado nas espécies mais representativas do sistema em condições naturais. Desse modo, dentre as 164 espécies presentes nos locais amostrados durante o pré-UHE, 51 espécies representaram 90% da abundância nas assembleias e foram selecionadas para o estudo. Na intenção de avaliar o impacto causado pelo distúrbio ambiental na teia alimentar, as mesmas espécies foram selecionadas para análise no período pós-UHE.

As análises descritas a seguir foram realizadas utilizando-se o *software R* (R Core Team 2013).

4.4.1. Categoria trófica e a riqueza de espécies por categoria

Para determinação da categoria trófica, foi realizada uma análise da dieta de cada espécie. A primeira etapa foi estimar visualmente o grau de repleção estomacal, segundo escala proposta por Hahn et al. (1999), onde: “0”= estômago vazio; “1”= até 25% de enchimento com alimento; “2”= entre 25% e 75%; “3”= entre 75% e 100%. Em seguida, o conteúdo estomacal foi analisado em placa de Petri sob estereomicroscópio e microscópio óptico, identificando-se e quantificando-se os itens alimentares no menor nível taxonômico possível, com auxílio de literatura especializada.

A dieta de cada espécie foi avaliada pela combinação de dois métodos. O primeiro, proposto por Goulding et al. (1988) determina o volume relativo dos itens alimentares visualmente, estimando sua frequência relativa em relação ao volume total de alimento

(100%) contido naquele estômago. O segundo, proposto por Hyslop (1980), estima a frequência de ocorrência dos itens alimentares de acordo com a equação:

$$FO = \frac{ni}{n} \times 100$$

Onde:

FO: frequência de ocorrência;

ni: número de estômagos com item *i*;

n: número de estômagos com alimento.

Em seguida, os resultados dos dois métodos foram combinados, seguindo Kawakami & Vazzoler (1980), no Índice de Importância Alimentar (*IAi*) que varia de 0 a 1, pela fórmula:

$$IAi = \frac{Fi \times Vi}{\sum Fi \times Vi}$$

Onde:

IAi: Índice de Importância Alimentar;

Fi: frequência de ocorrência do item *i*;

Vi: volume relativo do item *i*.

Com base nos valores do *IAi* foi possível determinar a categoria trófica das espécies, considerando o item predominante na dieta ($IAi > 0,7$ no espectro alimentar de cada espécie). Após categorizar as espécies foi possível determinar a riqueza por categoria trófica. As diferenças na riqueza por categoria entre o pré- e pós-UHE foram testadas com um teste *t-pareado*, após avaliados os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos dados.

4.4.2. Teias alimentares

Após analisar os estômagos e determinar a categoria trófica de cada uma das 51 espécies selecionadas para o estudo, foram identificados 208 itens alimentares consumidos pela ictiofauna. Os itens alimentares apresentaram diferentes níveis taxonômicos de identificação, devido a diferenças no grau de digestão e, conseqüentemente, dificuldade de

identificação do material ingerido. Uma padronização foi necessária para adequar os níveis taxonômicos em situações comparáveis (exemplo de dois itens: Gymnotiformes e *Gymnotus* sp. foram agrupados no maior nível taxonômico), reduzindo os itens de 208 para 42. Os itens consumidos foram utilizados para representar as categorias tróficas identificadas a partir do IAI, ou seja, a identidade taxonômica da espécie foi substituída pela categoria trófica a qual pertence para avaliar a resistência da funcionalidade da assembleia após o impacto. Os locais amostrados foram agrupados para representar como eram as relações do pré-e pós-UHE.

As interações foram medidas pela relação alimentar a partir do cálculo de IAI das espécies agrupadas por categoria trófica. Os dados foram organizados em uma matriz, onde as categorias tróficas (vértices) estão nas colunas e os itens alimentares estão nas linhas, cujas células apresentam os valores de IAI obtidos para cada item alimentar de cada categoria trófica. A padronização do método de coleta e análise dos conteúdos estomacais permitiu uma análise qualitativa e quantitativa, com poder de potencialmente revelar as mudanças nas relações no pós-UHE. As análises referentes às teias alimentares e suas métricas foram realizadas utilizando-se o pacote *Bipartite* do *software R* (R Core Team 2013).

Para observar possíveis efeitos do represamento do rio, foram estruturadas teias alimentares por período estudado: pré- e pós-UHE. Para cada uma das teias alimentares foram determinadas as seguintes métricas:

Tamanho da teia

O tamanho da teia é dado pelo total de categorias alimentares consumidas (máximo 42, com itens exclusivos no pré- e/ou no pós-UHE), ou seja, o número de vértices presentes na teia alimentar.

Conectância

O grau de conectância da teia (C) corresponde à proporção de interações realizadas, em relação à quantidade de interações possíveis da teia (Jordano, 1987; Altena et al., 2016). Esta métrica varia de 0 (ausência de interações) a 1 (interações entre todos os grupos) e foi obtida através da fórmula:

$$C = \frac{I}{G \times R}$$

Onde:

I: Número de interações observadas;

G: Número de categorias tróficas;

R: Número de tipos de recursos alimentares utilizados pelos peixes, em que $G \times R$ representa o número total de interações possíveis de ocorrer.

Grau de especialização

Para as teias alimentares, foi obtido o grau de especialização complementar da comunidade (Blüthgen et al., 2006), o qual descreve o quanto cada categoria trófica difere das demais presentes na teia. O grau de especialização foi utilizado para testar a especialização na teia como um todo, considerando o número de interações estabelecidas pelo grupo dentro da teia e como estas diferem entre si (Mello et al., 2011). O grau de especialização varia de 0 onde todas as espécies interagem com o mesmo grupo (no caso consumo de itens alimentares) a 1, no qual cada grupo interage com um conjunto específico de recurso (Mello et al., 2011).

Grau de aninhamento

Aninhamento é caracterizado como gradiente em que espécies com menos interações tendem a conectar-se com grupos com maior quantidade de interações (Bellay et al., 2015). O grau de aninhamento da teia foi obtido através da métrica wNODF (*weighted nestedness metric based on overlap and decreasing fill*; Guimarães & Guimarães, 2006), a qual varia de 1 a 100, sendo valores próximos a 100 considerados como rede fortemente aninhada (Bellay et al., 2015).

5. RESULTADOS

5.1. Categoria trófica e riqueza de espécies por categoria

Durante o período de estudo, foram analisados 2955 estômagos pertencentes às 51 espécies selecionadas: 1847 referentes ao período pré-UHE e 1108 ao pós-UHE (Apêndice A).

Nove categorias tróficas foram determinadas nesse estudo, com base no recurso predominantemente consumido pelas espécies (Apêndice B). Para a categoria insetívora insetos de origens aquática, terrestre e não identificados foram agrupados. A identificação da origem autóctone ou alóctone dos insetos consumidos não foi possível devido ao consumo predominante de pequenas partes e/ou ao elevado grau de digestão. Para a categoria onívora, foram agrupados recursos de origens animal e vegetal, que apresentaram-se em proporções similares na dieta as espécies.

Do total de categorias tróficas determinadas, oito foram identificadas para cada um dos períodos, sendo as categorias frugívora (representada por *Mylossoma aureum*, *Mylossoma duriventre* e *Pimelodus aff. blochii*) e zooplancívora (representada por *Anodus elongatus*) exclusivas dos períodos pré- e pós-UHE, respectivamente (Tabela 1). As espécies classificadas como frugívoras alteraram seu hábito alimentar do pré- para o pós-UHE, ao passo que a categoria trófica zooplancívora apareceu apenas após o represamento.

No pré-UHE foram analisadas 48 espécies, e no pós-UHE 41 espécies (51 espécies no total, com exclusividades entre o pré- e pós-UHE), e não foi observada diferença na riqueza de espécies por categoria trófica em ambos os períodos ($t_{\text{calculado}}=0,67$; $t_{\text{tabelado}(0,05)}=2,31$; Tabela 1).

Tabela 1. Classificação trófica, item predominante na dieta e riqueza de espécies por categoria trófica nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio, rio Madeira.

Categoria trófica	Itens alimentares predominantes	Riqueza	
		Pré-UHE	Pós-UHE
Carnívora	Recursos de origem animal (invertebrados e/ou vertebrados, de origem terrestre e/ou aquática)	01	01
Detritívora	Material orgânico particulado em diferentes estágios de decomposição	10	09
Frugívora	Sementes e frutos (casca, polpa e/ou frutos e sementes inteiros)	03	0
Herbívora	Vegetais (folhas, flores, caule, gravetos e/ou raízes)	05	02
Insetívora	Insetos de origem aquática, terrestre e/ou não identificada	07	12
Onívora	Material de origem animal e vegetal, em proporções similares	03	02
Perifítivora	Algas perifíticas	07	06
Piscívora	Peixes (músculos, peixes inteiros, escamas e/ou nadadeiras)	12	10
Zooplactívora	Zooplâncton (principalmente Cladocera)	0	01

5.2. Teias alimentares

No período pré-UHE, a ictiofauna apresentou maior teia alimentar e maior grau de especialização, quando comparada ao pós-UHE. Houve ainda maior separação dos grupos tróficos no pré-UHE quando comparado ao pós-UHE, evidenciando especialização no consumo de itens da dieta antes do impacto. Além disso, observa-se grande agrupamento entre as categorias tróficas, demonstrando que no pós-UHE houve, aparentemente, maior compartilhamento dos recursos (Tabela 2).

Tabela 2. Valores dos índices calculados para teias tróficas da assembleia de peixes nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio, rio Madeira.

Atributo	Pré-UHE	Pós-UHE
Tamanho da teia	33	23
Conectância	0,16	0,29
Grau de especialização	0,90	0,81
Aninhamento	20,18	82,89

Na teia alimentar referente ao pré-UHE (Figura 3A), a categoria carnívora encontra-se separada das demais identificadas neste período, fato atribuído à baixa quantidade de estômagos analisados para espécies desta categoria. A categoria piscívora encontra-se conectada as demais pelo consumo de insetos. Ainda, destaca-se a presença de frugívoros, consumindo exclusivamente itens de origem vegetal, principalmente frutos. Zooplâncton constitui item consumido em pequena quantidade apenas pela categoria detritívora.

Após o represamento, a teia alimentar (Figura 3B) apresenta maior evidência de compartilhamento de itens alimentares pelas espécies, em função da menor quantidade de itens consumidos, em comparação com o pré-UHE. Além de insetos, consumidos durante o pré-UHE, piscívoros apresentaram também consumo de itens vegetais, provavelmente decorrente do extravasamento do conteúdo estomacal das espécies-presa. As categorias onívora, insetívora e herbívora apresentam maior compartilhamento e sobreposição dos itens alimentares consumidos. Destaca-se o aparecimento da categoria trófica zooplancívora, bem como consumo de maior quantidade de algas pelas categorias perifívora e detritívora.

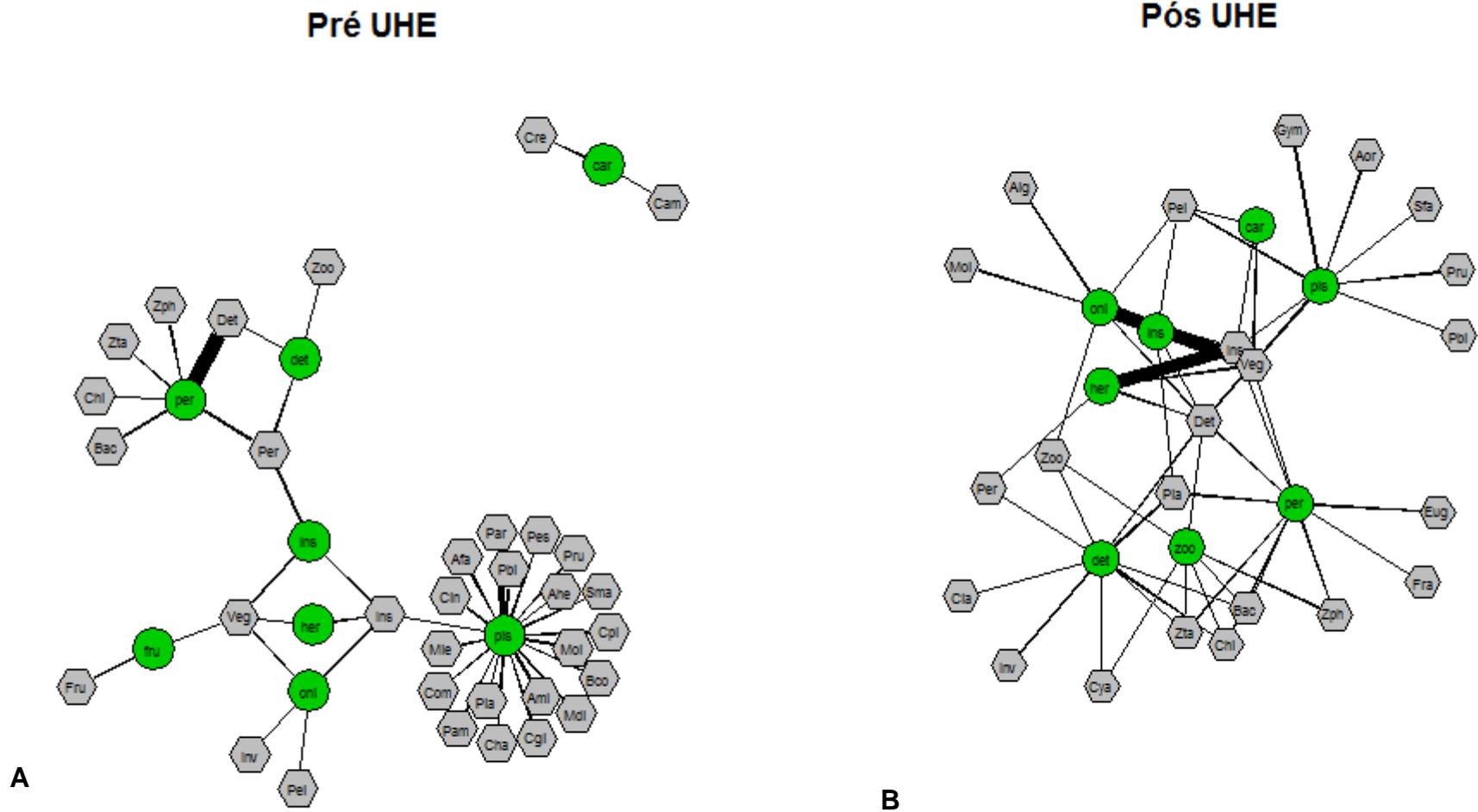


Figura 3. Teias alimentares da ictiofauna nos períodos pré- (A) e pós-UHE (B) agrupando-se os locais amostrados na área do UHE Santo Antônio, rio Madeira. Em verde estão representadas as categorias tróficas, e em cinza, os itens alimentares. Car=carnívora; Det=detrítívora; Fru=frugívora; Her=herbívoras; Ins=insetívora; Oni=onívora; Per=perifítívora; Pis=piscívora; Zoo= zooplantívora; Afa=*Acestrorhynchus falcirostris*; Ahe=*Acestrorhynchus heterolepis*; Ami=*Acestrorhynchus microlepis*; Aor=*Anodus orinocensis*; Bco=*Brachyhalcinus copei*; Cha=*Ctenobrycon hauxwellianus*; Com=*Moenkhausia cotinho*; Cgi=*Charax gibbosus*; Cte=*Ctenobrycon spilurus*; Cin=*Curimata inornata*; Cpl=*Cyphocharax plumbeus*; Mco=*Moenkhausia cotinho*; Mdi=*Moenkhausia dichroua*; Mle=*Moenkhausia lepidura*; Mol=*Moenkhausia oligolepis*; Pbl=*Pimelodus blochii*; Pla=*Potamorhina latior*; Par=*Platydoras armatus*; Pam=*Psectrogaster amazonica*; Pes=*Psectrogaster essequibensis*; Pru=*Psectrogaster rutiloides*; Sfa=*Schizodon fasciatus*; Sma=*Sternopygus macrurus*; Cre=*Crenicichla* spp. (não identificado); Gym=*Gymnotus* spp. (não identificado); Pei=Peixe (restos digeridos); Per=Perifiton; Alg=Algas; Bac=Bacillariophyta; Chl=Chlorophyta; Cya=Cyanophyceae; Eug=Euglenophyceae; Fra=Frugillariophyceae; Zph=Zygnemaphyceae; Zta=Zygnemataceae; Zoo=Zooplâncton; Cla=Cladocera; Det=Detrito; Cam=Camarão; Veg=Vegetal; Fru=Fruto; Ins=Inseto; Inv=Invertebrado; Mol=Molusca. A espessura da linha representa a frequência do item na dieta.

6. DISCUSSÃO

6.1. Categoria trófica e riqueza de espécies por categoria

O desaparecimento da categoria frugívora em função da modificação dos itens alimentares consumidos pelas três espécies que representavam essa categoria no pré-UHE Santo Antônio, contrapõe com o surgimento de uma nova categoria no pós-UHE, a zooplancívora, representada por uma espécie de baixa abundância naquele trecho do rio durante o pré-UHE, e que consumiu apenas um item alimentar (zooplâncton). Apesar da ocorrência de oito categorias em cada período estudado, com frugívoras e zooplancívoras exclusivas do pré- e pós-UHE, respectivamente, há um reflexo da perda da heterogeneidade e complexidade do ambiente refletido na diminuição da rede e no grau de especialização associado a um aumento da conectância da teia no pós-UHE. Consequentemente, as interações interespecíficas apresentaram-se mais intensas a partir do represamento, em especial entre as espécies das categorias onívora, insetívora e herbívora.

Na região neotropical, o número de categorias tróficas varia de cinco a nove, tanto para assembleias de peixes amazônicos (Pouilly et al., 2003; Pouilly et al., 2004; Piraquive et al., 2015) quanto demais bacias (Pereira et al., 2007; Luz-Agostinho et al., 2008; Gandini et al., 2012; Ferrareze et al., 2015). A sobreposição de dieta entre espécies no pós-UHE assume perda de categorias tróficas e/ou restrição da assembleia a poucas espécies (Gandini et al., 2012; Yang et al., 2016). Historicamente, em sistemas rio-planície de inundação, a disponibilidade e abundância de itens alimentares, regidas pela variação sazonal, resultam em alterações na dieta dos peixes (Humphries et al., 1999; Abelha et al., 2001; Grosholz & Gallo, 2006; González et al., 2009). No entanto, essa variação ocorre de maneira gradual, possibilitando uma adaptação dos organismos para maximizar o uso do recurso periodicamente disponível (Junk et al., 1989; Humphries et al., 1999; Cassemiro et al., 2005; Hahn & Fugi, 2007; Ribeiro et al., 2014; Correia et al., 2015). Além da sazonalidade do recurso inerente do pulso, a complexidade e heterogeneidade do hábitat também tem grande influência sobre a disponibilidade de alimento para a ictiofauna (Luz-Agostinho et al., 2008; Corrêa et al., 2009; Ribeiro et al., 2014; Santos et al., 2014; Rocha et al., 2015), bem como a forma de partilha dos recursos (Quirino et al., 2015).

O trecho de corredeiras do rio Madeira foi caracterizado por sua pequena área de inundação periódica (Cella-Ribeiro et al., 2013), mas que possuía papel fundamental na regulação da comunidade íctica local. A análise da dieta entre o pré e pós-UHE revelou que, mesmo após o alagamento permanente, as espécies continuaram ingerindo seus recursos alimentares preferenciais, mesmo que em menores quantidades (observação pessoal). No

entanto, o compartilhamento exige a complementaridade da dieta para suprir as necessidades calóricas e muitas espécies passaram a consumir itens mais abundantes no novo ambiente, garantindo a otimização do ganho energético (Benedito-Cecilio et al., 1997). Esse comportamento representa a resposta adaptativa das espécies ao novo conjunto de recursos para evitar extinção local (Chevin et al., 2010), embora extinção local e/ou redução de algumas espécies em detrimento da proliferação de outras seja inevitável em represamentos (Agostinho et al., 1999; Cassemiro et al., 2005). O imediato desaparecimento de frutos da dieta no pós-UHE pode ser atribuído à inundação permanente da área marginal que foi previamente desmatada como medida mitigadora para evitar a rápida eutrofização do reservatório (Fearnside, 2015), o que anulou a contribuição imediata de frutos da planície logo no primeiro período após o enchimento (outubro de 2011). A ausência de cobertura vegetal marginal associada à substituição do ambiente das corredeiras por um reservatório semi-lêntico justificam a alteração imediata na dieta das espécies, especialmente frugívoras, após a formação da UHE Santo Antônio.

No caso do trecho estudado no rio Madeira, a ausência de frutos e sementes modificou a dieta frugívora da espécie *Mylossoma duriventre* para o consumo de insetos e algas filamentosas, que será discutida no próximo capítulo. Outro frugívoro *Mylossoma aureum* no pós-UHE apresentou hábito perifitívoro, mas com um número de estômagos limitado entre o pré (08 estômagos) e o pós (14 estômagos) que permitisse uma análise mais detalhada. As espécies onívoras (*Triportheus angulatus*, *T. auritus* e *Auchenipterichthys thoracatus*) do pré-UHE, passaram a basear suas dietas em insetos no pós-UHE. *Roestes molossus*, uma espécie cuja dieta era baseada em peixes, incluindo um raro Heptapteridae (*Gladioglanis conquistador*), insetos e camarões (Torrente-Vilara et al., 2008) e o carnívoro *Sorubim maniradii*, originalmente alimentando-se de peixes e camarão, também basearam suas dietas em insetos provenientes do alagamento da área marginal no pós-UHE. Assim, o consumo de recursos de outras fontes pode ser reflexo de uma tentativa de incremento energético em função da disponibilidade dos itens no ambiente e/ou da baixa quantidade de estômagos analisados.

Insetos compõem um grupo de recursos alternativo para a ictiofauna, e que sustenta por certo período, espécies consideradas oportunistas tróficas (Gerking, 1994; Hahn & Fugi, 2007), capazes de capitalizar rapidamente uma nova e abundante fonte de alimento. Se o aumento no consumo de insetos terrestres deve-se ao incremento em sua abundância gerado pelo alagamento de áreas terrestres durante o processo de enchimento do reservatório, ele constitui um nutriente com aporte limitado a curto e médio prazo. Por outro lado, insetos

aquáticos, em reservatórios antigos compõem a fonte de recursos para a ictiofauna, podendo espécies insetívoras aquáticas representarem 50% da abundância íctica (Ribeiro et al., 2014). Apesar do agrupamento do item insetos, supõe-se que este seja composto, em sua maioria, por insetos aquáticos, consumidores de detrito, que por sua vez, aumentou em função da maior quantidade de material orgânico.

Em áreas inundadas do reservatório pode ocorrer, junto ao substrato, a colonização de perifiton (Hahn & Fugi, 2007), muito utilizado por espécies perifitívoras e, em menor escala, por detritívoras. Ainda nesta área inundada, há incremento de detrito, consumido por espécies das famílias Curimatidae, Prochilodontidae e Loricariidae, por aproveitarem eficientemente um recurso de difícil digestão e, supostamente, de baixo valor nutricional (Abelha et al., 2001; Correia et al., 2015). Detrito é uma importante fonte de recurso de origem orgânica e inorgânica (Fernandes et al., 1997; Correia et al., 2015) e serve de alimento para as espécies da base da cadeia alimentar. Das sete espécies perifitívoras no pré-UHE, três (*Cyphocharax notatus*, *Hypoptopoma incognitum* e *Pterygoplichthys lituratus*) passaram a consumir maior quantidade de detrito no pós-UHE, fato esperado para reservatórios, onde estima-se que cerca de 25% da ictiofauna consuma detritos de origens diversas (Araújo-Lima et al., 1995; Ribeiro et al., 2014). Nos primeiros dois anos do reservatório de Santo Antônio, um reservatório de águas brancas, espécies detritívoras apresentaram aumento na abundância, sendo, em sua maioria, colonizadoras primárias do reservatório (Alves, 2014). Em outros reservatórios, detritívoros também aumentaram sua abundância (Casseiro et al., 2005; Ribeiro et al., 2014), possivelmente em decorrência do incremento de seu item alimentar preferencial. No entanto, a maioria das espécies detritívoras analisadas no UHE Santo Antônio são migradoras reprodutivas sazonais e possivelmente não serão capazes de manter suas populações em médio e longo prazo no reservatório em função de aspectos reprodutivos.

A formação de reservatórios é uma oportunidade para colonização de zooplâncton, cujo incremento populacional é rápido em função do curto ciclo de vida desse grupo (Hahn & Fugi, 2007). Este aumento populacional do zooplâncton é uma das alterações mais relevantes associadas à disponibilidade de alimento para os peixes e, de modo geral, garante a representatividade (Casseiro et al. 2002; Hahn & Fugi, 2007) e aumento populacional da ictiofauna zooplancívora em reservatórios (Ferreira, 1984; Agostinho et al., 1994; Santos, 1995; Benedito-Cecílio & Agostinho, 1999). Na ausência de espécies zooplancívoras, zooplâncton é item consumido ocasionalmente por espécies oportunistas. Dentre os organismos zooplancônicos, cladóceros são os mais predados, cerca de 47% do total de grupos consumido (Araújo-Lima et al., 1995). No pós-UHE, este item foi registrado na dieta

de diversas espécies, mas em apenas uma (*Anodus elongatus*) foi observado seu consumo em quantidade expressiva, sendo esta a responsável pela adição da categoria trófica neste período. *Anodus elongatus* aumentou consideravelmente sua abundância nos dois primeiros anos do pós-UHE, sendo, portanto, classificada como colonizadora primária (Alves, 2014). O sucesso na colonização deve-se, entre outros fatores, a adaptabilidade trófica da espécie para o consumo efetivo de zooplâncton.

Adicionalmente, observou-se diminuição na diversidade de itens-presa consumida por piscívoros no pós-UHE. Espécies de peixes de pequeno porte, com ciclo de vida curto e alta plasticidade alimentar e reprodutiva são recursos alimentares preferenciais de espécies de peixes piscívoros em reservatórios. Em processos iniciais da formação de reservatórios, estas espécies-presa de pequeno porte apresentam vantagem no processo de colonização (Agostinho et al., 1999; Hahn & Fugi, 2007), tornando-se proteína animal disponível para piscívoros, embora a escolha do item-presa preferencial depende de diversos fatores, como por exemplo espécie, tamanho e abundância da presa, e riscos na predação e competição que permitam maximizar o ganho de energia (Bozza & Hahn, 2010; Cantanhede et al., 2010). Ainda, a dieta dos peixes representa a interação entre a espécie-presa preferencial e sua abundância e disponibilidade no ambiente (Gerking, 1994; Bozza & Hahn, 2010; Rocha et al., 2015). No reservatório de Manso, *Acestrorhynchus pantaneiro*, espécie piscívora, diminuiu a diversidade de espécies-presa consumidas de 19 itens para três após o represamento. Ainda, alterou a presa preferencial ($IA_i=95\%$) para uma espécie de pequeno porte colonizadora do reservatório (*Moenkhausia dichroua*), contribuindo, assim, para a manutenção da estabilidade do ecossistema (Cantanhede et al., 2010).

6.2. Teias alimentares

Heterogeneidade ambiental é tida como importante fator na dinâmica ecológica, de forma que a estrutura espacial afeta a estabilidade de sistemas naturais (Fras & Gosak, 2013). O funcionamento ecológico desses ambientes é influenciado pelo fluxo de organismos e meios de transferência de matéria e energia, auxiliando na manutenção da biodiversidade e sustentando a distribuição espacial de importantes funções ecológicas, desde ciclagem de nutrientes para sua disponibilização ao longo da cadeia trófica até o controle de populações e/ou indivíduos debilitados, estabelecido nas interações predador-presa (Bozza & Hahn, 2010; Moran et al., 2015; Pavlovic et al., 2015; Thalinger et al., 2015; Yabsley et al., 2015). No entanto, estudos relacionados a mudanças nas interações entre as espécies e seus efeitos ao

nível de grupos funcionais ainda são raros (Montoya et al., 2015), especialmente em ambientes represados.

Redes tróficas são representações das associações existentes entre os representantes dos sistemas. Nestas, os “nós” representam os elementos conectados aos que estão de alguma forma relacionados, correspondentes às linhas. Neste caso, a associação se deve ao uso comum do recurso alimentar, e a disposição das teias alimentares está relacionada aos grupos funcionais associados a cada tipo de recurso (Araújo et al., 2008). Caso indivíduos possuam preferência por determinado tipo de presa, tendem a formar grupos distintos ou mais coesos, especializados no consumo deste item, o que também pode ser utilizado para descrever padrões de uso dos recursos na comunidade (Araújo et al., 2008). No pré-UHE Santo Antônio, há maior evidência de separação dos grupos funcionais, ao passo que no pós-UHE, observa-se maior agrupamento da ictiofauna, em função do elevado compartilhamento dos recursos abundantes no novo ambiente.

Cada grupo funcional compartilha as mesmas presas e apresenta um componente específico na ciclagem de nutrientes ou transferência de matéria e/ou energia no sistema, representado por itens exclusivos. Assim, estabilidade e resistência da teia alimentar são reveladas quando, frente à alteração ambiental, todos os diferentes grupos tróficos resistem, ao passo que a perda de um grupo funcional representa a perda de componentes na organização energética da comunidade e compromete o equilíbrio e funcionamento do sistema como todo (Ruitter et al., 1998). Dois anos após o represamento do rio Madeira pela UHE Santo Antônio, a ictiofauna revela impactos mas tem resistido às abruptas e irreversíveis mudanças ambientais, especialmente devido à complexidade de suas interações. Apesar do desaparecimento de frutos e sementes oriundos da floresta adjacente, até o presente momento, as espécies frugívoras estão usando de sua adaptabilidade trófica para permanecerem na área do reservatório, alterando a base de suas dietas para itens disponibilizados em maior quantidade. Esta categoria foi a mais impactada pelo represamento, alterando completamente sua composição alimentar e sendo extinta do reservatório. Contudo, são necessários posteriores acompanhamentos direcionados ao grupo para determinar os efeitos a médio e longo prazo, respondendo questionamentos acerca do sucesso das espécies na assimilação efetiva do novo conjunto de recursos e colonização do novo ambiente.

O particionamento de recursos é um dos principais processos para a coexistência de espécies e estruturação da comunidade local (Quirino et al., 2015; Rocha et al., 2015; Silva et al., 2016), e o entendimento leva em conta o conhecimento sobre a disponibilidade e uso de recursos alimentares, e da forma de interação entre as espécies (Uieda & Motta, 2007). No

pós-UHE, a ictiofauna apresentou claro aumento no compartilhamento dos itens alimentares, em comparação com a teia alimentar em ambiente natural, ocasionado pela homogeneização de habitats. No entanto, afirmar competição ou partilha pelo recurso, diferenciadas, por exemplo, pela forma de obtenção do alimento e horário de atividade é ainda uma tarefa complexa para ecólogos. Ainda, a utilização simultânea de mesmo recurso pode ser reflexo da distribuição espacial das espécies, reduzindo efeitos de possível competição (Rocha et al., 2015).

Nas teias alimentares elaboradas, observa-se maior compartimentação trófica no pré-UHE, pela separação bem definida das categorias tróficas, ao passo que no pós-UHE as categorias tróficas encontraram-se mais conectadas. A conectância de teias tróficas são tidas como indicativo de sua complexidade, no entanto, não é indicativo de estabilidade da teia (Altena et al., 2016). Além disso, aumento dos insetívoros acompanhado da diminuição dos herbívoros e piscívoros parece apontar para efeitos tanto *bottom-up* quanto *top-down* na rede trófica, mas sem reflexo significativo na riqueza de espécies nessa primeira fase de formação do reservatório.

O estabelecimento do reservatório homogeneizou aquele trecho de corredeiras do rio Madeira promovendo uma ruptura no gradiente longitudinal pela profunda transformação na escala local. As categorias tróficas alteraram sua forma de organização pela variação nas características ambientais e disponibilidade de alimento, desvinculando-se claramente da periódica contribuição alóctone da planície alagável. Além de descrever o impacto causado na teia funcional da assembleia de peixes de um rio de águas brancas a partir da construção de reservatórios, este trabalho permite dimensionar os efeitos da retirada da floresta em rios de planície de inundação. No caso dos reservatórios, o efeito da retirada da floresta é pontual e importante para minimizar a eutrofização, diferente do que tem sido observado na perda de áreas de várzea pelo desmatamento, agravado pela nova lei sobre o código florestal. Nesse sentido, da mesma forma que o estabelecimento dos reservatórios em cascata promove fragmentação de habitats e homogeneização no contínuo do rio (Chen et al., 2015; Pelicice et al., 2015), o desmatamento das várzeas sem a presença de corredores ecológicos aquáticos pode produzir efeitos semelhantes ou até mais severos que a construção de reservatórios. Valorar as áreas de várzeas e o alto valor da floresta incorporando nutrientes no rio pela dinâmica do pulso de inundação é tarefa urgente para manutenção da funcionalidade e produtividade das assembleias de peixes.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ictiofauna presente no reservatório da UHE Santo Antônio, no rio Madeira, dois anos após o represamento, resiste ao impacto ambiental alterando a composição da sua dieta das espécies, principalmente pela incorporação de novos itens alimentares, o que gerou maior compartilhamento de recursos entre as categorias tróficas. No entanto, ressalta-se que dois anos é um período curto para o estabelecimento do reservatório e determinação das espécies e categorias tróficas nele presentes.

A modificação da dieta das espécies não avalia a assimilação efetiva de nutrientes dos novos itens, na condição corporal, capacidade de armazenamento de energia ou capacidade de colonizar efetivamente o reservatório. Apesar de a alimentação ser um dos fatores determinantes na colonização das espécies, é necessário análise de outros atributos, como por exemplo, reprodutivos e de condição corporal.

A construção de reservatórios e, possivelmente, a supressão da floresta ou alteração da dinâmica de pulso de inundação em rios de águas brancas amazônicos sugere tanto efeitos *bottom-up* quanto *top-down* da assembleia de peixes. Uma recomendação para mitigar os impactos da retirada de floresta marginal sobre frugívoros é realizar, ao longo da borda do reservatório, o plantio de espécies de plantas de várzea, capazes de sobreviver ao alagamento permanente.

O rio Madeira tem, até o momento, duas grandes usinas hidrelétricas em operação (Santo Antônio e Jirau). É fundamental avaliá-las de maneira integrada para um monitoramento da ictiofauna efetivo, tendo em vista que o arranjo de represamentos em sequência é cientificamente reconhecido por exercer forte impacto sobre as assembleias de peixes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M. C. F.; Agostinho, A. A.; Goulart, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, Maringá, 23 (2), 425-434. 2001.
- Agostinho, A. A.; Benedito-Cecílio, E.; Gomes, L. C.; Sampaio, A. A. Spacial and temporal distribution of Sardela, *Hypophthalmus edentatus* (Pisces, Siluroidei), in the area of influence of the Itaipu Reservoir (Paraná, Brazil). *Revista Unimar*, Maringá, v. 16, no. 3, p. 27-40, 1994.
- Agostinho, A. A.; Miranda, L. E.; Bini, L. M.; Gomes, L. C.; Thomaz, S. M.; Suzuki, H. I. 1999. **Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging**. Pp: 227-265. In: Tundisi, J. G.; Straskraba, M. S. (eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its application*. IIE – International Institute of Ecology, São Carlos. 585p.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68 (4, Suppl.): 1119-1132, 2008.
- Albouy, C. Guilhaumon, F.; Villéger, S.; Mouchet, M.; Mercier, L.; Culioli, J. M.; Tomasini, J. A.; Le Loc'h, F. Mouillot, D. Predicting trophic guild and diet overlap from functional traits: statistics, opportunities and limitations for marine ecology. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 436: 17-28, 2011.
- Altena, C. V.; Hemerik, L.; Ruiter, P. C. Food web stability and weighted connectance: the complexity-stability debate revisited. *Theoretical Ecology*. 1-10, janeiro de 2016.
- Alves, H. A. S. **Homogeneização de habitats de corredeiras e seu efeito na estrutura das assembleias de peixes de um trecho do rio Madeira, Brasil**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente – PGDRA/Fundação Universidade Federal de Rondônia. 2014.
- Araújo, M. S.; Guimaraes-Jr, P. R.; Svanback, R.; Pinheiro, A.; Guimarães, P.; Reis, S. F.; Bolnick, D. I. Network analysis reveals contrasting effects of intraspecific competition on individual vs. population diets. *Ecology*, 89(7), 2008, pp. 1981-1993.
- Araujo-Lima, C. A. R. M.; Agostinho, A. A.; Fabré, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, 1995.
- Bascompte, J. Networks in ecology. *Basic and Applied Ecology* 8 (2007) 485-490.
- Begon, M. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. Edição – Porto Alegre: Artmed, 2007.
- Bellay, S.; Oliveira, E. F.; Almeida-Neto, M.; Abdallah, V. D.; Azevedo, R. K.; Takemoto, R. M.; Luque, J. L. The patterns of organization and structure of interactions in a fish-parasite network of a neotropical river. *International Journal for Parasitology*, 45 (2015) 549-557.
- Benedito-Cecilio, E.; Agostinho, A. A. Determination of patterns of ichthyofauna co-occurrence in the Paraná river Basin, area of influence of the Itaipu Reservoir. *Interciência*, 24 (6): 360-365. 1999.

Benedito-Cecilio, E.; Dourado, E. C. S.; Lopes, C. A.; Faria, A. E. A.; Pinheiro, R. P.; Bonicci, P.; Pereira, A. L.; Morimoto, M. Estimativa da energia de produtores e consumidores da planície de inundação do alto rio Paraná. *In: A planície de inundação do alto rio Paraná*. EDUEM: Maringá. 1997.

Bozza, A. N.; Hahn, N. S. Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. **Biota Neotropica**, vol. 10, n. 3. 2010.

Blüthgen, N.; Menzel, F.; Blüthgen, N. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology** 6, 1-12. 2006.

Casemiro, F. A. S.; Hahn, N. S.; Delariva, R. L. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil), no terceiro ano após o represamento. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 27. No. 1, 63-71, 2005.

Casemiro, F. A. S.; Hahn, N. S.; Fugi, R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 2, 419-425, 2002.

Cantanhede, G.; Hahn, N. S.; Fugi, R.; Gubiani, E. A. Alterations on piscivorous diet following change in abundance of prey after impoundment in a Neotropical river. **Neotropical Ichthyology**, 6 (4): 631-636, 2010.

Cella-Ribeiro, A.; Torrente-Vilara, G.; Hungria, D. B.; Oliveira, M. **As corredeiras do Rio Madeira**. *In* Queiroz, L. Q.; Torrente-Vilara, G. Ohara, W. M.; Pires, T. H. S.; Zuanon, J. Doria, C. R. C. Peixes do rio Madeira. 2013.

Chen, F.; Li, W.; Castello, L.; Murphy, B. R.; Xie, S. Potencial effects of dam cascade on fish: lessons from the Yangtze River. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**. (2015) 25: 569-585.

Chevin, L. M.; Lande, R.; Mace, G. M. Adaptation, plasticity, and extinction in a changing environment: towards a predictive theory. **PLoS Biology**, 4 (8). 2010.

Corrêa, C. E.; Petry, A. C.; Hahn, N. S. Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, 99 (4): 456-463, 2009.

Correa, S. B.; Winemiller, K. O. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. **Ecology**, 95 (1), 210-224, 2014.

Correia, G. B.; Siqueira-Souza, F. K.; Freitas, C. E. C. Intra- e inter-annual changes in the condition factors of three Curimatidae detritivores from Amazonian floodplain lakes. **Biota Neotropica** 15(4): 2015.

Fearnside, P. M. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**./Philip M. Fearnside – Manaus: Editora do INPA, 2015.

- Fernandes, C. C. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. **Ecology of Freshwater Fish**, 1997, 6: 36-44.
- Ferrareze, M.; Nogueira, M. G.; Casatti, L. Differences in ichthyofauna feeding habits among lateral lagoons and the river channel in a large reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 75, no. 2, p. 380-390.
- Ferreira, E. J. G. Ictiofauna da represa hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. II – Alimentação e hábitos alimentares das principais espécies. **Amazoniana**, 9(1): 1-16. 1984.
- Finer, M.; Jenkins, C. N. Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. **Plos One** 7 (4), 2012.
- Forsberg, B. R. **Teias energéticas aquáticas da Amazônia Central**. Anais do II Congresso Latino-Americano de Ecologia/I Congresso Brasileiro de Ecologia, 6-11 de dezembro de 1992.
- Fras, M.; Gosak, M. Spatiotemporal patterns provoked by environmental variability in a predator-prey model. **BioSystem**, 114 (2013) 172-177.
- Gandini, C. V.; Boratto, I. A.; Fagundes, D. C.; Pompeu, P. S. Estudo da alimentação dos peixes no Rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, 102 (1): 56-61, 2012.
- Gerking, S. D. **Feeding ecology of fish**. Academic Press, London. 416p. 1994.
- González, N.; Lasso, C.; Rosales, J. Stability and spatio-temporal structure in fish assemblages of two lagoons of the lower Orinoco River. **Neotropical Ichthyology**, 7(4): 719-736, 2009.
- Goulding, M. **Ecologia da pesca do rio Madeira**. CNPQ/INPA: Manaus. 172p. 1979.
- Goulding, M.; Carvalho, M. L.; Ferreira, E. J. Rio Negro: Rich life in poor water: Amazonian Diversity and food chain Ecology as seen through fish communities. **SPB Academic Publishing**, The Hague, Netherlands. 200p. 1988.
- Goulding, M.; Barthem, R.; Ferreira, E. **The Smithsonian atlas of the Amazon**. Smithsonian Books, Washington D. C. 253pp. 2003.
- Grosholz, E.; Gallo, E. The influence of flood cycle and fish predation on invertebrate production on a restored California floodplain. **Hydrobiologia** (2006) 568: 91-109.
- Guimarães, P.R.; Guimarães, P. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling and Software** 21, 1512-1513. 2006.
- Gunderson, L. H. Ecological resilience – in theory and application. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**. 2000. 31: 425-39.

Hahn, N. S.; Fugi, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, 11 (4): 469-480, 2007.

Hahn, N. S.; Loureiro, V. E.; Delariva, R. L. Atividade alimentar da curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Perciformes, Scianidae) no rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Science**, 21 (2): 309-314, 1999.

Humphries, P.; King, A. J.; Koehn, J. D. Fish, flows and flood plains: links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River system, Australia. **Environmental Biology of Fishes** 56: 129-151, 1999.

Hyslop, E.J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, 17 (4): 411-429, 1980.

Jordano, P. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal e connectance, dependence asymmetries, and coevolution. **The American Naturalist** 129, 657-677. 1987.

Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems, p. 110-127. In D. P. Dodge [Ed.] Proceedings of the International Large River Symposium. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 106. 1989.

Junk, W. J.; Piedade, M. T.F.; Schongart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J. M.; Wittmann, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowlands wetlands. **Wetlands** (2011) 31: 623-640.

Junk, W. J.; Wantzen, K. M. **The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications – an update**. 2004.

Knapp, R. A.; Matthews, K. R.; Sarnelle, O. Resistance and resilience of Alpine lake fauna to fish introductions. **Ecological Monographs**, vol. 71, n.3 (2001).

Kawakami, E.; Vazzoler, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 29 (2): 205-207, 1980.

Leduc, A. O. H. C.; Silva, E. M.; Rosenfeld, J. Effects of species vs. functional diversity: Understanding the roles of complementary and competition on ecosystem function in a tropical stream fish assemblage. **Ecological Indicators**, 48 (2015) 627-635.

Levine, S. Several measures of trophic structure applicable to complex food webs. **Journal of Theoretical Biology** (1980), 83, 195-207.

Luz-Agostinho, K. D. G.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Júlio-Jr, H. F. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná river floodplain. **Hydrobiologia** (2008) 607: 187-198.

- Mello, M. A. R.; Marquitti, F. M. D.; Guimarães-Jr, P. R.; Kalko, E. K. V.; Aguiar, M. A. M. The missing part of seed dispersal networks: structure and robustness of bat-fruit interactions. **PlosOne**, 6 (2), 2011.
- Montoya, D.; Yallop, M. L.; Memmott, J. Functional group diversity increases with modularity in complex food webs. **Nature communications**. 2015.
- Moore, J. C.; Ruiter, P. C. Temporal and spatial heterogeneity of trophic interactions within below-ground food webs. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 34 (1991), 371-397.
- Moran, Z.; Orth, D. J.; Schmitt, J. D.; Hallerman, E. M.; Aguillar, R. Effectiveness of DNA barcoding for identifying piscine prey items in stomach contents of piscivorous catfishes. **Environmental Biology Fish**. 2015.
- Mouillot, D.; Villéger, S.; Scherer-Lorenzen, M.; Mason, N. W. H. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. **PlosOne**, 6 (3) (2011).
- Nordstrom, M. C.; Aarnio, K.; Tornroos, A.; Bonsdorff, E. Nettedness of trophic links and biological traits in a marine food web. **Ecosphere**, september 2015. Volume 6 (9).
- Paine, R. T. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. **The Journal of Animal Ecology**, 49 (3): 666-685. 1980.
- Pavlovic, M.; Simonovic, P.; Stojkovic, M.; Simic, V. Analysis of diet of piscivorous fishes in Bovan, Gruza and Sumarice reservoir, Serbia. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, 14(4), 908-923, 2015.
- Pearsons, T. N.; Li, H. W. Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. **Transactions of the American Fisheries Society** 121, 427-436. 2011.
- Pelicice, F. M.; Pompeu, P. S.; Agostinho, A. A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, 2015, 16, 697-715.
- Pereira, P. R.; Agostinho, C. S.; Oliveira, R. J.; Marques, E. E. Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. **Neotropical Ichthyology**, 5 (3): 399-404, 2007.
- Petchey, O. L.; Beckerman, A. P.; Riede, J. O.; Warren, P. H. Size, foraging and food web structure. **PNAS**. 105 (11). 4191-4196. 2008.
- Piraquive, E. F. P.; Duque, S. R.; Sabogal, A. Estructura trófica del ensamblaje íctico de los lagos de Yahuaraca, Amazonas, Colombia. **Mundo Amazônico** 6(2), 2015, 67-85.
- Poisot, T.; Stouffer, D. B.; Gravel, D. **Beyond species: why ecological interaction networks vary through space and time**. 2014.
- Pouilly, M.; Lino, F.; Bretenoux, J. G.; Rosales, C. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. **Journal of Fish Biology** (2003) 62, 1137-1158.

Pouilly, M.; Yunoki, T.; Rosales, C.; Torres, L. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplains lakes (Bolívia). **Ecology of Freshwater Fish** 2004: 13: 245-257.

Power, M. E.; Dietrich, W. E. Food webs in river networks. **Ecological Research** (2002) 17, 451-471.

Queiroz, L. Q.; Torrente-Vilara, G.; Ohara, W. M.; Pires, T. H. S.; Zuanon, J.; Doria, C. R. C. **Peixes do rio Madeira**. 2013.

Quirino, B. A.; Carniatto, N.; Gaiotto, J. V.; Fugi, R. Seasonal variation in the use of food resources by small fishes inhabiting the littoral zone in a Neotropical floodplain lake. **Aquatic Ecology**. 2015.

Ribeiro, A. R.; Biagioni, R. C.; Smith, W. S. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, 104(4): 404-412, 2014.

Rocha, A. A. F.; Santos, N. C. L.; Medeiros, T. N.; Severi, W. Relações tróficas entre *Acestrorhynchus britskii* (nativa) e *Plagiocion squamosissimus* (introduzida) em sistema de reservatórios em cascata. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 41(4): 917-930, 2015.

Rosa, D. M.; Santos, G. B.; Gomes, P. L. A.; Campos, M. C. S.; Dias, J. H. P. Occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the fish diet from a south-eastern Brazilian reservoir. **Journal of Applied Ichthyology**, 31 (2015), 188-191.

Ruiter, P. C.; Neutel, A. M.; Moore, J. C. Biodiversity in soil ecosystems: the role of energy flow and community stability. **Applied Soil Ecology** 10 (1998) 217-228.

Sá-Oliveira, J. C.; Hawes, J. E.; Isaac-Nahum, V. J.; Peres, C. A. Upstream and downstream responses of fish assemblages to an Eastern Amazonian hydroelectric dam. **Freshwater Biology**, 2015.

Santos, G. M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). **Acta Amazônica**, 25 (3/4): 247-280. 1995.

Santos, N. C. L.; Medeiros, T. N.; Rocha, A. A. F.; Dias, R. M.; Severi, W. Uso de recursos alimentares por *Plagioscion squamosissimus* – piscívoro não-nativo no reservatório de Sobradinho-BA, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 40(3): 397-408, 2014.

Silva, N. C. S.; Costa, A. J. L.; Louvise, J.; Soares, B. E.; Reis, V. C. S.; Albrecht, M. P.; Caramaschi, E. P. Resource partitioning and ecomorphological variation in two syntopic species of Lebiasinidae (Characiformes) in an Amazonian stream. **Acta Amazonica**, vol. 46(1) 2016: 25-36.

Sioli, H. General features of the limnology of Amazonia. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, 1053-1058. 1964.

Sioli, H. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. *In*: The Amazon limnology and landscape ecology of a mighty tropical river basin. **Dr. W. Junk Publishers**, Netherlands. 127-161. 1984.

Thalinger, B.; Oehm, J.; Mayr, H.; Obwexer, A.; Zeisler, C.; Traugott, M. Molecular prey identification in Central European piscivores. **Molecular Ecology Resources**. 2015.

Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Amadio, S. A.; Doria, C. R. C. Biological and ecological characteristics of *Roestes molossus* (Teleostei: Cynodontidae), a night hunting characiform fish from upper Madeira River, Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**, vol. 19, np. 2. 103-110. 2008.

Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Leprieur, F.; Oberdoff, T.; Tedesco, P. A. Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). **Ecology of Freshwater Fish** 2011: 20: 588-597.

Tundisi, J. G.; Goldemberg, J.; Matsumura-Tundisi, T.; Saraiva, A. C. F. How many more dams in the Amazon? **Energy Policy**, 74 (2014) 703-708.

Uieda, V. S.; Motta, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia** 19 (1): 15-30. 2007.

Villéger, S.; Mason, N. H.; Mouillot, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, 89 (8), 2290-2301. 2008.

Villéger, S.; Novack-Gottshall, P. M.; Mouillot, D. The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. **Ecology Letters**, (2011) 14: 561-568.

Winemiller, K. O.; McIntyre, P. B.; Castello, L.; Fluet-Chouinard, E.; Giarrizo, T.; Nam, S.; Baird, I. G.; Darwall, W.; Lujan, N. K.; Harrison, I.; Stiassny, M. L. J.; Silvano, R. A. M.; Fitzgerald, D. B.; Pelicice, F. M.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Albert, J. S.; Baran, E. Petriere Jr, M.; Zarfl, C.; Mulligan, M.; Sullivan, J. P.; Arantes, C. C.; Sousa, L. M.; Koning, A. A.; Hoinghaus, D. J.; Sabaj, M.; Lundberg, J. G.; Armbruster, J.; Thieme, M. L.; Petry, P.; Zuanon, J.; Torrente Vilara, G. Snoeks, J.; Ou, C.; Rainboth, W.; Pavanelli, C. S.; Akama, A.; van Soesbergen, A.; Sáenz, L. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo and Mekong. **Science**, vol 352, 2016.

Yabsley, N. A.; Olds, A. D.; Connolly, R. M.; Martin, T. S. H.; Gilby, B. L.; Maxwell, P. S.; Huijbers, C. M.; Schoeman, D. S.; Schlacher, T. A. **Resource type influences the effects of reserves and connectivity on ecological functions**. 2015.

Yang, M. L.; Jiang, W. S.; Wang, W. Y.; Pan, X. F.; Kong, D. P.; Han, F. H.; Chen, X. Y.; Yang, J. X. Fish assemblages and diversity in three tributaries of the Irrawaddy River in China: changes, threats and conservation perspectives. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems** (2016) 417, 9.

Capítulo II

INFLUÊNCIA DA SUPRESSÃO VEGETAL EM RESERVATÓRIO AMAZÔNICO NA DIETA DE *Mylossoma duriventre* (CUVIER, 1818)

Elaborado segundo as normas da revista Bioscience Journal (Online).

Resumo – *Mylossoma duriventre*, popularmente conhecida como pacu-comum, é importante recurso para consumo humano e pesca amazônica. É uma espécie migradora cujo ciclo de vida depende fortemente do pulso de inundação tanto como fator que desencadeia sua migração reprodutiva quanto pelo alagamento das planícies onde se alimenta. Em função disso, *M. duriventre* vem sendo fortemente ameaçada pelo desmatamento das várzeas e pela construção de reservatórios na Amazônia, que altera a disponibilidade de recursos alimentares provenientes da floresta inundável, especialmente frutos e sementes. A alteração desse recurso da floresta pode ser resultado do desmatamento ou do afogamento permanente pelo estabelecimento do reservatório e, em alguns casos de ambos como medida de controle de eutrofização de reservatórios. Apesar do grande número de represamentos no Brasil, raramente reservatórios tem conduzidos estudos pretéritos ao barramento considerando seus efeitos sobre a ictiofauna. Esse capítulo avaliou as mudanças na atividade alimentar e dieta de *M. duriventre* antes e após a formação do reservatório Santo Antônio, no rio Madeira. A atividade alimentar de *M. duriventre* não foi alterada entre o pré- e pós-UHE, no entanto, alterou a base de sua dieta, de frutos e sementes para insetos, possivelmente para otimizar ganho energético e em função da disponibilização dos itens no ambiente. Alterações na dieta podem diminuir o tamanho corpóreo da população de maneira similar à causada pela pressão da pesca. As classes de comprimento não diferiram entre os períodos estudados, no entanto, em estudos anteriores foi observado que *M. duriventre* apresentava maiores tamanhos corpóreos. O desmatamento de áreas inundáveis combinadas à implementação de hidrelétricas, além dos efeitos na dieta de peixes frugívoros, a diminuição do consumo de frutos e sementes também tem efeitos sobre a floresta, uma vez que sementes de diversas espécies de árvores tem o potencial de dispersão pelos peixes.

Palavras-chave: frugívoros; água branca; desmatamento; rio Madeira; Amazônia.

Abstract – *Mylossoma duriventre*, popularly known as common-pacu, is important resource for human consumption and Amazon fisheries. As a migratory fish species, its life cycle strongly depends on the flood pulse as a cue to migrate upstream areas to spawning and to feed in floodplains areas. As a result, *M. duriventre* has been seriously threatened by deforestation of the lowlands and the establish of reservoirs in the Amazon. Flooding permanently the floodplain areas by reservoirs alters the availability of food resources from the flooded forest, especially fruits and seeds. Modifying the resources from the forest to fish could be a result of two factors: cutting down the floodplain forest or promote its depletion by flood permanently floodplain areas. In the new environment created by the UHEs both factors promise to affect frugivorous species, as a decision to avoid early eutrophication. Despite the large number of dams in Brazil, rarely reservoirs has conducted studies comparing the pre- and post-UHE effects on feeding in fish populations. This chapter evaluated changes in feeding activity and diet of *M. duriventre* before and after establish UHE Santo Antonio, in Madeira River. Feeding activity was not changed between pre- and post-UHE. However, because of environmental changes caused by the UHE Santo Antonio, *M. duriventre* has changing its diet, fruits and seeds for insects, possibly to optimize the input of energy and availability of items in the environment. Changing on diet can decrease the body size of the population similar to caused by fishing pressure. The length classes did not differ between periods, however, in previous studies, *M. duriventre* had higher bodied sizes. Deforestation of wetlands combined with deployment of hydropower, effects on frugivorous fish diet, the decrease in fruit and seed consumption also has effects on the forest, since seeds of tree species has potential to disperse by fish.

Key-words: frugivorous; white water; deforestation; Madeira river; Amazon.

INTRODUÇÃO

O gênero *Mylossoma* compreende três espécies válidas: *M. acanthogaster* da bacia de Maracaibo, *M. aureum* das bacias dos rios Amazonas e Orinoco, e *M. duriventre* amplamente distribuído nas bacias dos rios Paraguai-Paraná. A espécie *M. duriventre* é muito consumida pela população amazônica e tem importante contribuição na pesca (Santos & Santos, 2005; Doria & Lima, 2008). Contudo, *M. duriventre* é uma espécie frugívora migradora cujo ciclo de vida depende do pulso de inundação, ameaçado tanto por represamentos construídos e/ou planejados para a região amazônica (Finer & Jenkins, 2012; Fearnside, 2013; Fearnside, 2014) quanto pelo desmatamento das planícies inundáveis.

Represamentos de rios possuem consequências que variam ao longo do gradiente longitudinal, e com diferentes efeitos na ictiofauna (Agostinho et al., 2008). O distúrbio hidrológico causado pelo represamento do rio altera o pulso de inundação na escala de bacia, alterando a conhecida contribuição de material alóctone da área inundada para o rio (Junk et al., 1989; Junk et al., 2011) e transformando-o em um habitat permanentemente alagado (Baxter, 1977; Agostinho et al., 2008). Como efeito das alterações nas condições ambientais e disponibilidade de recursos alimentares, especialmente frutos e sementes (Junk et al., 1989; Agostinho et al., 2008; Junk et al., 2011), espécies de peixes dependentes desses itens possuem duas alternativas: extirpação ou adaptação ao novo ambiente.

Embora grandes reservatórios tenham sido implementados no Brasil, o número de publicações considerando seus impactos na dieta e estrutura trófica da ictiofauna tem recebido mais atenção nos últimos anos (Hahn & Fugi 2007; Delariva et al. 2013). Mas é raro o relato da alteração na dieta de peixes comercialmente importantes imediatamente após a formação de reservatórios. Nesse sentido, o objetivo desse estudo foi avaliar e descrever mudanças na dieta de *Mylossoma duriventre*, popularmente conhecida como pacu-comum, no reservatório Santo Antônio, no rio Madeira. Uma análise qualitativamente e quantitativamente dos itens alimentares consumidos pela espécie antes (pré-UHE) e após (pós-UHE) a formação da Usina Hidrelétrica (UHE) Santo Antônio poderá dar indicativos de como essa espécie frugívora responde a retirada da floresta inundável concomitantemente ao alagamento permanente da pequena planície inundável que existia daquele trecho do rio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de corredeiras do rio Madeira compreende cerca de 60 m de elevação em aproximadamente 400 km, das quais duas corredeiras apresentavam altas queda e velocidade de água (Cella-Ribeiro et al., 2013). Antes do estabelecimento da UHE Santo Antônio a planície inundável dos afluentes que hoje fazem parte do reservatório foi suprimida como medida de contenção de eutrofização. O reservatório represou o rio na última cachoeira do rio Madeira, Santo Antônio, homônimo ao nome da barragem, inundando permanentemente a cachoeira Teotônio, reconhecida como a principal barreira para a distribuição da ictiofauna dentre as 18 corredeiras do trecho (Torrente-Vilara et al., 2011; Cella-Ribeiro et al., 2013). Em condições naturais, o período de chuvas iniciava em novembro, com pico entre fevereiro e março, e o período de águas baixas era entre agosto e outubro. A variação anual no nível do rio variava de 11 a 13 m entre os períodos de cheia e seca, com vazão variando entre 2.322 e 47.236 m³.s⁻¹ entre os anos 1967 e 2005 (dados de Furnas Centrais Elétricas).

2.2. Amostragem da ictiofauna

Mylossoma duriventre foi amostrada no âmbito do Programa de monitoramento e conservação da ictiofauna, executado em parceria entre Universidade Federal de Rondônia e Santo Antônio Energia. Foram realizados 35 eventos de coleta entre 2008 e 2013; 23 expedições antes e 12 após o barramento do rio Madeira. As amostragens no pré-UHE foram realizadas em dois afluentes do rio Madeira sob influência direta da UHE Santo Antônio: igarapé Jatuarana (JAT), igarapé Karipunás (KAF) e rio Jaciparaná (JAC). Após o represamento, outros três pontos de coleta foram utilizados para amostrar a espécie nas porções alta (RSA), média (RSM) e baixa (RSB) do reservatório (Figura 1). Nos afluentes, em cada evento amostral, foi utilizado conjunto de redes de espera, totalizando área de 480 m². Nos pontos exclusivos do pós-UHE, foi empregado esforço amostral de dois conjuntos de 11 redes de espera e área total de 1097 m². Os estômagos com grau de repleção diferente de zero foram conservados em álcool 70%, e o conteúdo estomacal analisado sob estereomicroscópio.

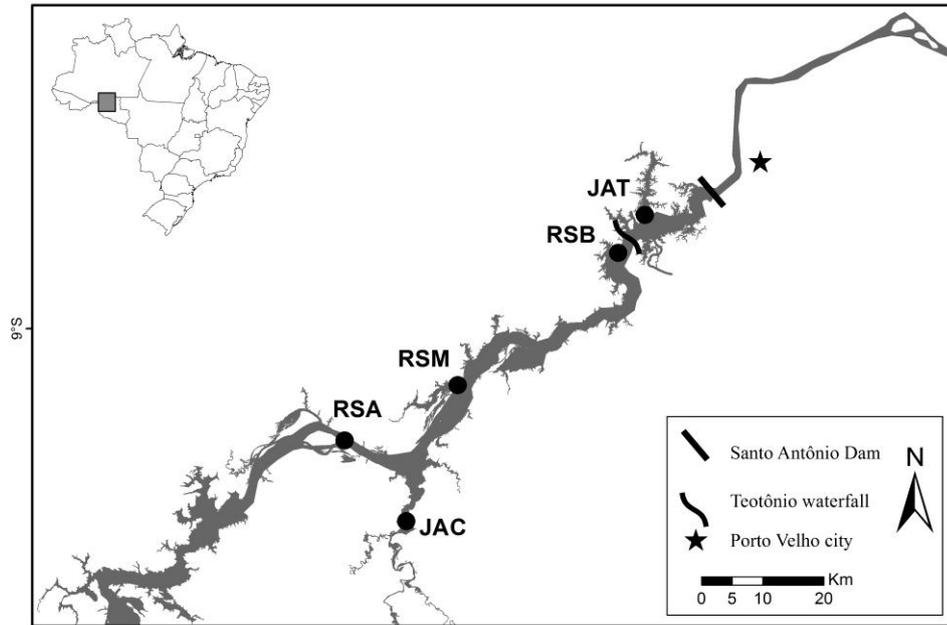


Figura 1. Locais de amostragem na área de influência direta do reservatório da Usina Hidrelétrica Santo Antônio, rio Madeira. JAC: rio Jaciparaná; JAT: igarapé Jatuarana; porções alta (RSA), média (RSM) e baixa (RSB) do reservatório. Mapa: Ariana Cella Ribeiro.

2.3. Análise dos dados

A atividade alimentar foi estimada pelo grau de repleção estomacal, em escala de 0 a 3 (Hahn et al., 1999), considerando o grau de enchimento do estômago, onde: 0 (vazio), 1 (<25%), 2 (25-75%) e 3 (>75%). Diferenças no grau de repleção entre pré- e pós-UHE foram testadas com teste *U-Mann-Whitney*, após avaliar os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos dados.

O espectro alimentar foi determinado agrupando-se os itens alimentares em seis categorias: insetos, algas, zooplâncton, sementes, frutos e outras partes de plantas (folhas, flores e gravetos). Itens alimentares foram quantificados quanto ao volume (VO%: proporção estimada de cada item, considerando o volume total do estômago como 100%) (Goulding et al., 1988) e frequência relativa (FO: ocorrência do item em relação ao número total de estômagos com alimento) (Hyslop, 1980). Esses métodos foram combinados no índice de importância alimentar (IA_i; Kawakami & Vazzoler, 1980). A determinação do hábito alimentar da espécie em ambos os períodos foi baseada neste índice, considerando o(s) item(ns) de maior proporção no espectro alimentar (IA_i>70%). Diferenças quantitativas nas categorias de itens alimentares entre os períodos foram testadas por meio de teste-*t* pareado.

Dos exemplares de *M. duriventre* capturados, foram obtidos dados biométricos de comprimento padrão (CP; centímetros), correspondente à medida da ponta do focinho até a

última vértebra, no intuito de avaliar as classes de comprimento da espécie entre os períodos. Possíveis diferenças nas classes de comprimento da espécie entre o pré- e pós-UHE foram testadas por meio de teste-*t* pareado.

3. RESULTADOS

Foram capturados 193 exemplares de *M. duriventre* no pré-UHE e 597 no pós-UHE. Ambos os períodos apresentaram estômagos com alimento (Tabela 1), e atividade alimentar não diferiu entre o pré- e pós-UHE ($U=1,35$; $p=0,17$).

Durante o pré-UHE os itens mais importantes na dieta foram de origem vegetal (IAi=97,65%), composto principalmente por frutos (IAi=50%) e sementes (IAi=41,70%). Outros itens vegetais (IAi=5,42%) e insetos (IAi=2,35%) foram explorados por *M. duriventre*. No pós-UHE, frutos e sementes diminuíram sua participação no espectro alimentar (IAi=0,33% e 13,86%, respectivamente), com plantas representando menos de 20% da dieta. No pós-UHE a dieta foi também composta por insetos (IAi=55,02%), algas (IAi=13,54%) e zooplâncton (IAi=0,004%) (Figura). A dieta de *M. duriventre* apresentou diferença entre o pré- e pós-UHE ($t_{\text{calculado}}=0,0003$; $t_{\text{tabelado}(0,05)}=2,776$).

Tabela 1. Frequência (%) dos graus de repleção (GR) de *Mylossoma duriventre* nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio, rio Madeira.

GR	Pré-UHE	Pós-UHE
0	44,04	39,03
1	34,72	36,18
2	13,47	15,08
3	7,77	9,72

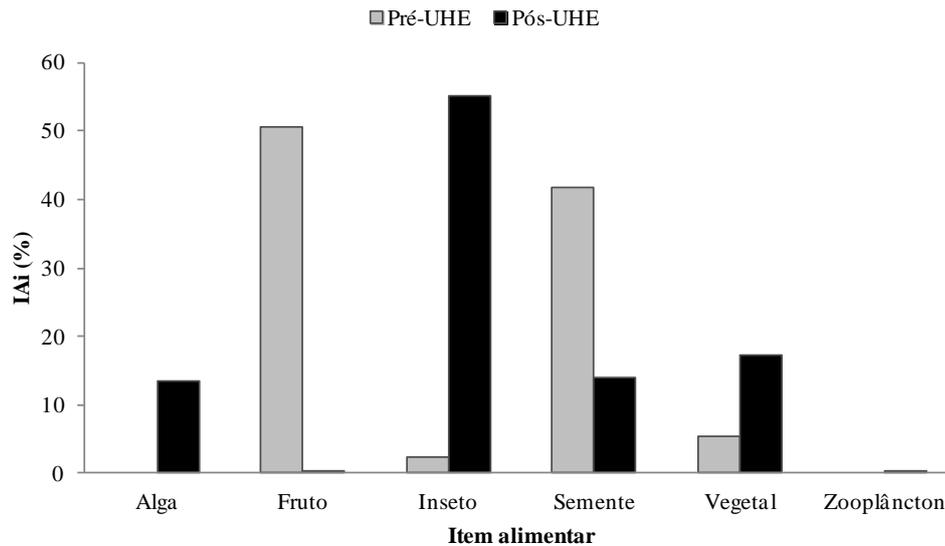


Figura 2. Índice de importância alimentar (IAi) de *Mylossoma duriventre* nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio, rio Madeira.

Os menores exemplares capturados no pré- e pós-UHE apresentaram 8,0 e 8,2 centímetros de comprimento padrão, respectivamente. E os maiores, 27,0 no pré- e 27,5 centímetros no pós-UHE. Indivíduos entre 12,0 e 16,0 centímetros representaram mais de 70% da população em ambos os períodos. Não foi observada diferença significativa entre às classes de comprimento de *M. duriventre* entre os períodos analisados ($t_{\text{calculado}}=0,004$; $t_{\text{tabelado}(0,05)}=3,25$; Figura 3).

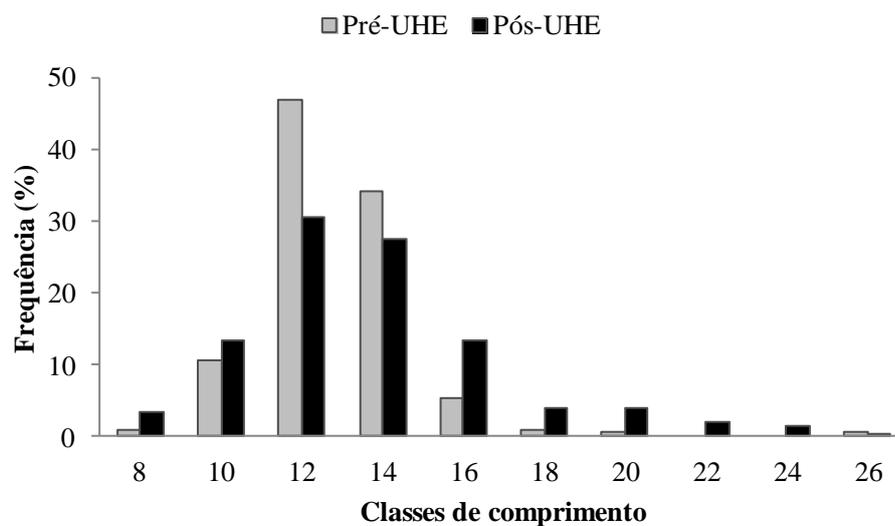


Figura 3. Frequência (%) das classes de comprimento (cm) de *Mylossoma duriventre* nos períodos pré- e pós-UHE Santo Antônio, rio Madeira.

4. DISCUSSÃO

A supressão da floresta alagável seguida da formação da UHE Santo Antônio pelo barramento do rio Madeira afetou profundamente a alimentação de *Mylossoma duriventre*, espécie migradora dependente de frutos e sementes de algumas espécies de plantas da várzea ao longo do rio. Sabe-se que a dispersão de sementes de plantas da várzea depende de peixes migradores, e tanto desmatamento de áreas de planície quanto implantação de reservatórios figuram ameaça a floresta de várzea.

A alteração na dieta de frugívoros, além dos efeitos sobre a regeneração da floresta através da diminuição da eliminação de sementes viáveis para germinação, pode diminuir os tamanhos corporais de espécies frugívoras de forma similar à redução induzida pela pressão de pesca (Claro Jr et al., 2004; Correa et al., 2015; Pereira & Galetti, 2015). Muitos estudos abordaram a influência da pesca nas populações, no entanto, não foi avaliado o efeito da retirada da floresta através da interrupção de fornecimento de itens alimentares na manutenção das populações de peixes.

Mylossoma duriventre não apresentou diferença nas classes de comprimento entre os períodos, no entanto, dados de desembarque pesqueiro no rio Madeira mostraram que a espécie apresenta diminuição nas classes de comprimento entre 2001 e 2004, quando comparado com o pescado em 1996 e 1997 (Doria & Lima, 2008). Ainda, as classes de comprimento amostradas durante este estudo, bem como os tamanhos mínimo e máximo dos indivíduos, são inferiores aos dos indivíduos capturados naqueles períodos.

Grandes peixes frugívoros neotropicais, como o tambaqui *Colossoma macropomum* e a pirapitinga *Piaractus brachipomus* são valorizados nas pescarias comercial, de subsistência e recreativa, e, apesar de não haver registro de sobrepesca para espécies no rio Madeira, na Amazônia em geral, encontram-se ameaçados pela exploração excessiva (Isaac & Ruffino, 1996; Peixer et al., 2007), bem como espécimes de pequeno e médio porte na Amazônia e Pantanal (Mateus et al., 2004).

A redução do tamanho corporal de espécies frugívoras pode ter efeitos profundos na regeneração de plantas, uma vez que peixes maiores são melhores dispersores de sementes (Kubitzki & Ziburski, 1994; Galetti et al., 2008; Anderson et al., 2011; Correa et al., 2015). Peixes maiores têm capacidade para dispersar mais sementes viáveis de uma maior diversidade de espécies de plantas, estando as espécies de peixes com maior tamanho corpóreo entre os principais vetores para dispersão de plantas com sementes grandes (Stevenson, 2011; Muniz et al., 2014), embora espécies de pequeno porte também eliminem algumas sementes viáveis (Silveira & Weiss, 2014). Isto possivelmente ocorre porque peixes

menores têm maior probabilidade de quebrar frutos e sementes, enquanto espécimes maiores podem engoli-los inteiros (Correa et al., 2015).

No mundo, cerca de 275 espécies de peixe consomem frutos e dispersam sementes (Horn et al., 2011). Destas, ao menos 150 habitam áreas úmidas da América do Sul (Horn et al., 2011), onde dispersam sementes de mais de 500 espécies de plantas (Correa et al., 2015). A frutificação é sincronizada com a inundação anual e sementes possuem adaptações para dispersão por peixes (ictiocoria; Kubitzki & Ziburski 1994; Ferreira et al., 2010; Correa et al., 2015), bem como peixes para seu consumo, estando as espécies do gênero *Mylossoma* dentre as mais comuns para peixes amazônicos. As consequências ecológicas do desmatamento combinado à construção de hidrelétricas e pressão de pesca sugerem forte impacto sobre as populações de *M. duriventre*. Porém, o efeito do impacto sozinho sobre o desmatamento de planícies alagáveis por toda a Amazônia na alimentação de frugívoros ainda é desconhecido.

A formação do reservatório da UHE Santo Antônio e suas intensas modificações ecológicas afetaram as relações interespecíficas nas redes tróficas da ictiofauna nos dois primeiros anos de implementação (Capítulo I). No entanto, a plasticidade de parte das espécies tem permitido consumir recursos abundantes no novo ambiente, anteriormente não utilizados, como é o caso de *M. duriventre*. Desta forma, a plasticidade trófica garante a manutenção das populações residentes no reservatório, embora o processo de estabelecimento em longo prazo seja complexo e dependa da associação entre a assimilação efetiva do recurso consumido e sucesso reprodutivo da espécie naquele trecho do rio isolado pelas duas UHEs: Santo Antônio a jusante e Jirau a montante. Assim, para afirmar o sucesso na colonização da espécie no reservatório, é preciso análise combinada desses atributos bioecológicos.

Mylossoma duriventre é migradora, cujo ciclo de vida envolve a desova na porção mais alta da calha dos grandes rios e dispersão de larvas e juvenis nas planícies alagáveis, onde encontram abrigo e alimento (Leite & Araujo-Lima, 2000; Lima & Araujo-Lima, 2004). Nesse sentido, sugere-se que o rio Jaciparaná, o maior afluente e mais influenciado pelo pulso de inundação no trecho encachoeirado do rio Madeira, pode representar oportunidade de manutenção da população de *M. duriventre*, que pode encontrar, nas áreas a montante deste afluente, locais propícios para desova.

A plasticidade alimentar de *M. duriventre* é evidenciada pelo incremento de itens à sua dieta, disponibilizados pela formação do reservatório. Insetos e zooplâncton, embora sejam itens alimentares distintos do hábito de *M. duriventre* em condições naturais, estão garantindo a resistência frente às alterações das condições ambientais no reservatório de Santo Antônio. Apesar da alteração na dieta de *M. duriventre*, que pode possibilitar a manutenção da

população residente, dois anos de formação do reservatório representa um curto espaço de tempo para afirmar que a espécie continuará na área do reservatório, uma vez que represamentos afetam os parâmetros biológicos e ecológicos das espécies de peixes.

Uma forma de mitigar os impactos causados pelo represamento na dieta de espécies de peixes frugívoros está no plantio e manutenção de borda de floresta típica de várzea, com capacidade para ser inundada periodicamente pelo reservatório e disponibilizando maior quantidade de itens vegetais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, 68 (4, Suppl.): 1119-1132, 2008.
- Anderson, J. T.; Nuttle, T.; Rojas, J. S. S.; Pendergast, T. H.; Flecker, A. S. Extremely longdistance seed dispersal by an overfished Amazonian frugivore. **Proceeding of the Royal Society B: Biological Science**. 278, 3329-3335. 2011.
- Baxter, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology and Systematics**. Vol. 8 (1977). 255-283.
- Cella-Ribeiro, A.; Torrente-Vilara, G.; Hungria, D. B; Oliveira, M. **As corredeiras do Rio Madeira**. In Queiroz, L. Q.; Torrente-Vilara, G. Ohara, W. M.; Pires, T. H. S.; Zuanon, J. Doria, C. R. C. Peixes do rio Madeira. 2013.
- Claro Jr, L.; Ferreira, E.; Zuanon, J.; Araujo-Lima, C. o efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazonica**, vol 34(1) 2004: 133-137.
- Correa, S. B.; Araujo, J. K.; Penha, J. M. F.; Cunha, C. N.; Stevenson, P. R.; Anderson, J. T. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. **Biological Conservation**, 191 (2015) 159-167.
- Delariva, R. L.; Hahn, N. S.; Kashiwaqui, E. A. L. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. **Neotropical Ichthyology**, 11(4): 891-904, 2013.
- Doria, C. R. C.; Lima, M. A. L. Pacu fish (Cuvier, 1818) (Characiformes: Characidae) landed in Porto Velho (Rondônia) fish market from 1985 to 2004. **Biotemas**. 2008.
- Fearnside, P. M. Decision-making on Amazon dams: Politics trumps uncertainty in the Madeira River sediments controversy. **Water Alternatives** 6: 313–325. 2013.
- Fearnside, P. M. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy** 8: 164–172. 2014.
- Ferreira, C. S.; Piedade, M. T. F.; Oliveira-Wittmann, A.; Franco, A. C. Plant reproduction in the Central Amazonian floodplains: challenges and adaptations. **AoB Plants**. 2010.
- Finer, M.; Jenkins, C. N. Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. **Plos One** 7 (4), 2012.
- Galetti, M.; Donatti, C. I.; Pizo, M. A.; Giacomini, H. C. Big fish are the best: seed dispersal of *Bactris glaucescens* by the pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. **Biotropica** 40, 386–389. 2008.
- Goulding, M.; Carvalho, M. L.; Ferreira, E. J. Rio Negro: Rich life in poor water: Amazonian Diversity and food chain Ecology as seen through fish communities. **SPB Academic Publishing**, The Hague, Netherlands. 200p. 1988.

- Hahn, N. S.; Fugi, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, 11 (4): 469-480, 2007.
- Hahn, N. S.; Loureiro, V. E.; Delariva, R. L. Atividade alimentar da curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Perciformes, Scianidae) no rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Science**, 21 (2): 309-314, 1999.
- Horn, M. H.; Correa, S. B.; Parolin, P.; Pollux, B. J. A.; Anderson, J.T.; Lucas, C.; Widmann, P.; Tiju, A.; Galetti, M.; Goulding, M. Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: the growing evidence. **Acta Oecologia** 37, 561-577. 2011.
- Hyslop, E.J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, 17 (4): 411-429, 1980.
- Isaac, V. J.; Ruffino, M. L. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the lower Amazon. **Fisheries Management and Ecology**, 3(4), 315-333, 1996.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems, p. 110-127. In D. P. Dodge [Ed.] Proceedings of the International Large River Symposium. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 106. 1989.
- Junk, W. J.; Piedade, M. T.F.; Schongart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J. M.; Wittmann, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowlands wetlands. **Wetlands** (2011) 31: 623-640.
- Kawakami, E.; Vazzoler, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 29 (2): 205-207, 1980.
- Kubitzki, K.; Ziburski, A. Seed dispersal in flood plain forests of Amazonia. **Biotropica**, vol. 26, no. 1 (1994), 30-43.
- Leite, R. G.; Araujo-Lima, C. A. R. M. A dieta das larvas de *Mylossoma aureum* e *M. duriventre* na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 30 (1): 129-147. 2000.
- Lima, A. C.; Araujo-Lima, C. A. R. M. The distributions of larval and juvenile fishes in Amazonian Rivers of different nutrient status. **Freshwater Biology**, 49(6), 2004.
- Mateus, L. A. F.; Penha, J. M. F.; Petrere, M. Fishing resources in the rio Cuiabá Basin, Pantanal do Mato Grosso, Brazil. **Neotropical Ichthyology**. 2, 217 –227. 2004.
- Muniz, C. C.; Alencar, S. S.; Andrade, M. L. F.; Oliveira Junior, E. S.; Furlan, A. O.; Carniello, M. A. Dispersão de sementes por *Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887 (Osteichthyes, Characidae) na Estação Ecológica de Taiamã, Pantanal Norte, MT. **Ambiência Guarapuava** (PR) v.10, n.3, 663-676. 2014.
- Peixer, J.; Catella, A. C.; Petrere Júnior, M. Yield per recruit of the pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) in the Pantanal of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. 67, 561 –567. 2007.

Pereira, R. C.; Galetti, M. Frugivore downsizing and the collapse of seed dispersal by fish. **Biological Conservation**, 2015.

Santos, G. M.; Santos, A. C. M. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estudos avançados** 19 (54), 2005.

Silveira, R. M. L.; Weiss, B. Evidence for herbaceous seed dispersal by small-bodied fishes in a Pantanal seasonal wetland. **Brazilian Journal of Biology**, 2014, vol. 74, no. 3, 588-596.

Stevenson, P. R. The abundance of large Ateline monkeys is positively associated with the diversity of plants regenerating in Neotropical forests. **Biotropica** 43, 512 –519. 2011.

Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Leprieur, F.; Oberdorff, T.; Tedesco, P. A. Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). **Ecology of Freshwater Fish** 2011: 20: 588-597.

APÊNDICE

Apêndice A. Categoria trófica e respectiva quantidade de estômagos analisados no UHE Santo Antônio, nos períodos pré- e pós-UHE.

Ordem	Pré-UHE		Pós-UHE	
	N	Categoria trófica	N	Categoria trófica
Characiformes				
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	52	Piscívora	9	Piscívora
<i>Acestrorhynchus heterolepis</i>	60	Piscívora	13	Piscívora
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	26	Piscívora	05	Piscívora
Anostomidae				
<i>Laemolyta próxima</i>	11	Herbívora	17	Herbívora
<i>Laemolyta taeniata</i>	08	Detritívora	0	-
<i>Leporinus friderici</i>	09	Herbívora	0	-
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	13	Perifitívora	05	Perifitívora
<i>Schizodon fasciatus</i>	25	Herbívora	04	Herbívora
Characidae				
<i>Bryconops alburnoides</i>	30	Insetívora	18	Insetívora
<i>Chalceus guaporensis</i>	41	Insetívora	05	Insetívora
<i>Mylossoma aureum</i>	08	Frugívora	14	Perifitívora
<i>Mylossoma duriventre</i>	47	Frugívora	50	Insetívora
<i>Triportheus albus</i>	30	Insetívora	53	Insetívora
<i>Triportheus angulatus</i>	54	Onívora	49	Insetívora
<i>Triportheus auritus</i>	25	Onívora	01	Insetívora
Curimatidae				
<i>Curimata vittata</i>	10	Detritívora	04	Perifitívora
<i>Curimatella alburna</i>	20	Detritívora	03	Detritívora
<i>Curimatella meyeri</i>	04	Detritívora	0	-
<i>Cyphocharax notatus</i>	03	Perifitívora	05	Detritívora
<i>Potamorhina altamazonica</i>	158	Detritívora	144	Detritívora
<i>Potamorhina latior</i>	358	Detritívora	176	Detritívora
<i>Psectrogaster amazônica</i>	43	Detritívora	14	Detritívora
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	121	Detritívora	39	Detritívora
Cynodontidae				
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	18	Piscívora	10	Piscívora
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	22	Piscívora	11	Piscívora
<i>Roestes molossus</i>	13	Piscívora	05	Insetívora
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i>	13	Piscívora	01	Piscívora

Ordem	Pré-UHE		Pós-UHE	
	N	Categoria trófica	N	Categoria trófica
Família				
<i>Espécie</i>				
Hemiodontidae				
<i>Anodus elongatus</i>	0	-	95	Zooplanctívora
<i>Hemiodus microlepis</i>	16	Perifitívora	13	Perifitívora
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	29	Perifitívora	58	Perifitívora
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus nigricans</i>	51	Detritívora	18	Detritívora
Serrasalminidae				
<i>Metynnis aff lippincottianus</i>	03	Herbívora	0	-
<i>Metynnis hypsauchen</i>	10	Perifitívora	0	-
<i>Metynnis luna</i>	0	-	04	Perifitívora
<i>Pygocentrus nattereri</i>	17	Piscívora	0	-
<i>Serrasalmus compressus</i>	01	Piscívora	06	Piscívora
<i>Serrasalmus elongatus</i>	04	Piscívora	27	Piscívora
<i>Serrasalmus hollandi</i>	15	Piscívora	34	Piscívora
<i>Serrasalmus rhombeus</i>				
Perciformes				
Cichlidae				
<i>Cichla pleiozona</i>	04	Piscívora	08	Piscívora
<i>Satanoperca jurupari</i>	02	Detritívora	0	-
Siluriformes				
Auchenipteridae				
<i>Ageneiosus atronasmus</i>	03	Insetívora	02	Carnívora
<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	339	Onívora	114	Insetívora
<i>Auchenipterus ambyiacus</i>	10	Insetívora	42	Insetívora
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	11	Insetívora	03	Insetívora
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	12	Insetívora	12	Insetívora
Doradidae				
<i>Pterodoras granulosus</i>	22	Herbívora	06	Onívora
Loricariidae				
<i>Hypoptopoma incognitum</i>	08	Perifitívora	01	Detritívora
<i>Pterygoplichthys lituratus</i>	01	Perifitívora	04	Detritívora
Pimelodidae				
<i>Pimelodus aff blochii</i>	65	Frugívora	03	Onívora
<i>Sorubim maniradii</i>	02	Carnívora	03	Insetívora
Total	1847		1108	

Item alimentar	Car		Det		Fru		Her		Ins		Oni		Per		Pis		Zoo		
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	
<i>Macrobrachium</i> spp.	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia cotinho</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0003	-	-	-
<i>Moenkhausia dichroura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0003	-	-	-
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>lepidura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0003	-	-	-
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0003	-	-	-
Molusca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	-	-	-	-	-	-	-
Peixe	-	0,50	-	-	-	-	0,0004	-	0,009	-	-	0,15	-	-	0,98	0,93	-	-	-
Perifiton	-	-	0,02	0,0003	-	-	0,005	0,015	0,02	-	-	0,03	0,62	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus aff blochii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	0,01	-	-
<i>Platydoras armatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0002	-	-	-
<i>Potamorhina latior</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0003	-	-	-
<i>Psectrogaster amazonica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
<i>Psectrogaster essequibensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	-	-	-
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0003	0,01	-	-
Rotifera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon fasciatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	0,0002	-	-	-
Vegetal	-	0,29	-	-	0,15	-	0,96	0,89	0,18	-	0,68	0,43	-	0,05	-	0,02	-	-	-
Zooplâncton	-	-	0,003	0,00005	-	-	-	-	0,02	0,02	-	0,003	-	0,03	-	-	-	-	0,93
<i>Zygnemaphyceae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,0002	-	-	-	-	0,001
<i>Zygnemataceae</i>	-	-	-	0,009	-	-	-	-	-	-	-	-	0,085	0,89	-	-	-	-	0,04