

Alterações temporais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes durante onze anos de formação de um reservatório do médio rio Tocantins, Brasil

Mac David da Silva Pinto^{1,2*}

Carolina Rodrigues da Costa Dória^{2,3}

Elineide Eugênio Marques^{1,4}

1. Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Tocantins, 77500-000, Porto Nacional, TO, Brasil.

2. Programa de pós-graduação em Biodiversidade e Biotecnologia (Rede Bionorte), Universidade Federal de Rondônia, 76801-059, Porto Velho-RO, Brasil.

3. Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Ictiologia e Pesca (LIP), Universidade Federal de Rondônia, 76801-059, Porto Velho-RO, Brasil.

4. Programa de pós-graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins, 77001-090, Palmas, TO, Brasil.

*Autor para correspondência: macdavid@uft.edu.br

RESUMO

O represamento de rios para a construção de hidrelétricas representa um importante gerador de impacto ambiental no ecossistema aquático, afetando a composição e a diversidade da fauna de peixes. Este trabalho tem como objetivo avaliar as mudanças temporais na estrutura funcional das assembleias de peixes no rio Tocantins antes e após a construção da barragem de Lajeado. Foram utilizados quatorze atributos funcionais mensurados da fauna de peixes coletadas com malhadeira durante 11 períodos hidrológicos. Os atributos funcionais relacionados ao tamanho, forma do corpo, uso do habitat e estratégia reprodutiva foram mais sensíveis à formação de 15 grupos funcionais. Em geral, houve um incremento na abundância de todos os grupos após o barramento, com maior ocorrência de espécies de pequeno porte, corpo fusiforme ou comprimido e habitat pelágico ou bentopelágico. Os táxons de habitat demersal, migradores de longa distância e de grande porte foram os mais afetados pelo barramento, com forte redução da abundância (menos de 1% do total). A análise baseada na construção de grupos funcionais auxilia na identificação dos atributos que são mais sensíveis à nova condição imposta pelos reservatórios. De modo que as regiões a montante, de natureza lótica, sejam reconhecidas como áreas prioritárias de conservação e livres de novos projetos hidrelétricos, com intuito de garantir a sobrevivência de espécies que compartilham os atributos mais sensíveis.

Palavras-chave: rio Tocantins, reservatórios, impacto ambiental, peixes neotrópicos, diversidade funcional.

Temporal changes on the functional structure of the fish assemblages during eleven years of formation of a reservoir of the middle Tocantins River, Brazil

ABSTRACT

The damming of rivers for the construction of hydroelectric dams represents an important generator of environmental impact in the aquatic ecosystem, affecting the composition and the diversity of the fish fauna. This work aims to evaluate the temporal changes in the functional structure of fish assemblages in the Tocantins River before and after the construction of the Lajeado dam. Were used fourteen functional attributes measured from the fauna of fish collected with gillnet during eleven hydrological periods. Functional attributes related to size, body size, habitat use and reproductive strategy were more sensitive to the formation of fifteen functional groups. In general, there was an increase in the abundance of all groups after the reservoir, with more occurrence of small species, fusiform or compressed body and pelagic or benthopelagic habitat. Demersal habitat species, long-distance migrators and body size large were the most affected by the reservoir, with a strong reduction of abundance (less than 1% of the total). The analysis based on the construction of functional groups helps to identify the traits that are more sensitive to the new condition imposed by the reservoirs. So that the upstream area, of lotic nature, are recognized the priority conservation areas and free of new hydroelectric projects, in order to ensure the survival of species that share the most sensitive traits.

Keywords: Tocantins River; reservoirs; environmental impact; neotropical fish; functional diversity.

Introdução

A região Neotropical apresenta a maior riqueza ictiofaunística de água doce do mundo, compreendendo mais de 5000 espécies, incluindo a América do Sul e parte da América Central (ALBERT; REIS, 2011; REIS, 2013; REIS et al., 2016). No último século, os desafios para conservação de corpos hídricos tem sido cada vez mais intensa diante das rápidas ações antropogênicas (REIS et al., 2016) especialmente na região Amazônica que possui alta disponibilidade hídrica e endemismo de muitas espécies de peixes (BUCKUP; MENEZES; GHAZZI, 2007; MALABARBA; MALABARBA, 2014).

A Amazônia é uma das últimas áreas susceptível à atividade antrópica, ameaçada principalmente pela implantação de grandes empreendimentos que afetam o uso e ocupação do solo e os corpos hídricos. O avanço da agricultura, urbanização, poluição da água, mineração e principalmente a construção de barragens hidrelétricas, tem se intensificado nas últimas décadas, suprimindo a pesca, alterando habitats e ameaçando a sobrevivência de muitas espécies de peixes (REIS; KULLANDER; FERRARIS, 2003; AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; BARLETTA et al., 2010) e tem se tornado o discurso prioritário para o governo brasileiro, sobretudo na região Amazônica.

A alteração do regime hídrico de lótico para lântico, causado pelos represamentos, afeta à qualidade das águas, reduz a heterogeneidade dos habitats, e modifica às condições de persistência da fauna de peixes pelas alterações nas relações tróficas; interrupção das rotas migratórias, e limitação de acesso às áreas de desova e desenvolvimento inicial (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; AGOSTINHO et al., 2016;), incluindo a redução drástica ou mesmo o desaparecimento

local de espécies reofilicas e a profusão daquelas oportunistas (ARAÚJO et al., 2013; AGOSTINHO et al., 2016).

Estes efeitos são amplamente conhecidos na literatura, sobretudo com a reestruturação da diversidade taxonômica das assembleias de peixes (PENCZAK et al., 2009; PETESSE; PETRERE, 2012; PETESSE; ARAÚJO et al., 2013; PETRERE; AGOSTINHO, 2014).

Contudo, avanços recentes tem destacado a importância da diversidade funcional, baseada em atributos funcionais das espécies, na melhor descrição e entendimento da organização das comunidades biológicas (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; MAGNAN et al., 2010; VILLÉGER et al., 2017) especialmente como estas são afetadas pelos distúrbios, a exemplo da construção de reservatórios.

A abordagem funcional abrange a história de vida e a composição de atributos morfológicos de espécies, sendo capaz de identificar respostas do ecossistema às mudanças ambientais (KEARNEY; PORTER, 2006; PETCHEY; GASTON, 2006).

Considerando a importância ecológica da fauna de peixes neotropical e as pressões sofridas pelos ecossistemas amazônicos para implantação de barragens, a compreensão das consequências do represamento sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes torna-se necessária.

Portanto, este estudo buscou avaliar as modificações temporais na estrutura dos grupos funcionais das assembleias de peixes no reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (UHE Lajeado), no rio Tocantins, ao longo de onze anos de monitoramento, antes e depois do barramento hidrelétrico.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A bacia do rio Tocantins possui 803.250 km² de área e contém sete projetos hidrelétricos instalados e em operação (Usinas de Serra da Mesa, Cana Brava, São Salvador, Peixe Angical, Lajeado, Estreito e Tucuruí) e três empreendimentos previstos (Usinas de Ipeúbas, Tupiratinos e Marabá). Este rio, tem uma extensão de 2.750 km e ocupa uma área de drenagem total de 767.000 Km². É um dos principais afluentes no trecho baixo do rio Amazonas, onde desagua nas proximidades da ilha do Marajó, no Estado do Pará (RIBEIRO; PETREIRE; JURAS, 1995).

O estudo foi realizado no reservatório de UHE Lajeado, localizado no trecho médio do rio Tocantins (Figura 1). Este barramento formou um reservatório com 630 km² e 170 km de extensão, com profundidade média de 35 metros (no eixo da barragem), largura média de 8 km (no município de Palmas) e tempo de residência da água de 24 dias (AGOSTINHO et al., 2007). A região de influência do reservatório funciona como elemento de heterogeneidade espacial, permitindo a formação de três componentes característicos: a zona lacustre (do eixo da barragem até o ribeirão Santa Luzia); a zona de transição (entre o município de Palmas até o córrego Conceição, no município de Porto Nacional) e zona fluvial (entre Porto Nacional até a montante, próximo ao município de Brejinho de Nazaré) (REIS, 2002).

As amostragens foram concentradas na zona de transição do reservatório (Figura 1), por representar a área mais dinâmica em virtude da maior produtividade primária influenciada pela hidrodinâmica, transparência, temperatura e aporte de nutrientes (THORNTON, 1990).

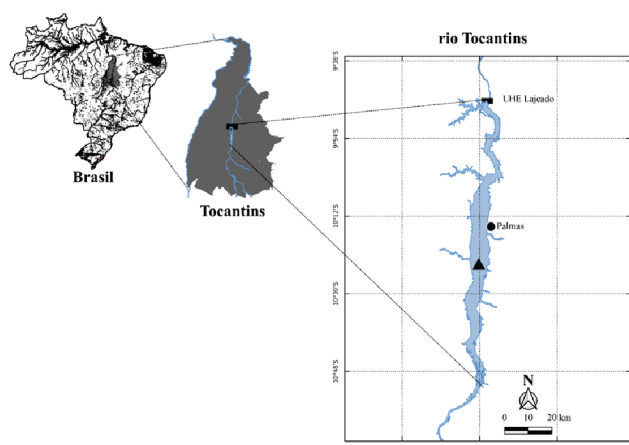


Figura 1. Área de influência da Usina Luís Eduardo Magalhães (UHE Lajeado) localizada no trecho médio da bacia do rio Tocantins. O triângulo indica a região de amostragem localizada na zona intermediária (transição) do reservatório. A ponto indica a localização da capital do Estado de Tocantins (Palmas). / **Figure 1.** Luiz Eduardo Magalhães influence area (Lajeado Dam) located in the middle section of the Tocantins River basin. The triangle indicates the sampling region located in the intermediate zone (transition) of the reservoir. The point indicates the Tocantins State capital city (Palmas).

Amostragem da fauna de peixes

Foram realizadas amostragens trimestrais da fauna de peixes, contemplando as épocas de vazante (maio), estiagem (agosto), enchente (novembro) e chuvosa (fevereiro), entre os meses de novembro de 1999 e fevereiro de 2012. Os dados foram agrupados em onze períodos hidrológicos, sendo dois anteriores ao barramento do rio (Período-1, novembro de 1999 a agosto 2000; e Período-2, novembro de 2000 a agosto 2001); o terceiro período compreendendo a fase de enchimento do reservatório (Período-3, novembro de 2001 a agosto 2002) e oito períodos pós-enchimento (Período-4, novembro de 2002 a agosto 2003; Período-5, novembro de 2003 a agosto 2004; Período-6, maio de 2006 a fevereiro 2007; Período-7, maio de 2007 a fevereiro 2008; Período-8, maio de 2008 a fevereiro 2009; Período-9, maio de 2009 a fevereiro 2010; Período-10, maio de 2010 a fevereiro 2011; Período-11, maio de 2011 a fevereiro 2012). As capturas trimestrais foram sumarizadas para obter uma caracterização de cada período hidrológico, totalizando os onze anos de monitoramento do reservatório.

Os espécimes foram capturados com redes de espera (2,4; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; 9,0; 10,0; 12,0; 14,0 e 16,0 cm entre nós opostos) expostas durante 24 horas/mês. Todos os indivíduos foram fixados em formalina 10% e levados ao laboratório do Núcleo de Estudos Ambientais (Neamb/UFT) para identificação e posterior morfometria (material suplementar).

Atributos Funcionais

As características funcionais foram selecionadas com base na

ecomorfologia e história de vida das espécies que ocorreram na região de amostragem, e organizadas em uma matriz do tipo espécie x atributos. As características foram recolhidas em indivíduos adultos de cada espécie (n = 3 a 10), sendo doze medidas ecomorfológicas (quantitativas) e quatro variáveis nominais (classe de comprimento padrão máximo, estratégia reprodutiva, forma do corpo e tipo de habitat) (material suplementar). As medidas ecomorfológicas foram estabelecidas empregando um paquímetro digital (0,01 mm de precisão). Os valores médios de atributos foram estimados para cada espécie a partir de medidas individuais, julgando que as variações intraespecíficas foram menores que as interespecíficas (DUMAY et al., 2004). Para as análises, as medidas foram convertidas em 10 atributos funcionais relacionados à capacidade de locomoção, uso do habitat e aquisição de alimentos (GATZ, 1979a, 1979b; OHLBERGER; WATSON; BALON, 1984; STAAKS; HÖLKER, 2006) (material suplementar).

O comprimento padrão máximo (LSmax) das espécies foram estimados a partir dos dados coletados na região de amostragem e agrupadas em três classes: pequeno porte (< 200 mm); médio porte (200 a 400 mm) e grande porte (>400 mm). A forma do corpo foi agrupada em quatro categorias: Fusiforme (corpo tipicamente hidrodinâmico que melhor reduz a resistência da água); Comprimido (corpo lateralmente achatado); Deprimido (corpo achatado dorsoventralmente); e Serpentiniforme (corpo alongado ou anguiforme) (POUGH; JANIS; HEISER, 2008, com adaptações).

A classificação quanto ao uso do habitat foi baseada nas informações disponíveis no Fishbase (FROESE; PAULY, 2017): Pelágica (peixes que vivem e se alimentam em águas abertas, associados à superfície ou às camadas de água medianas); Demersal (peixes que vivem e se encontram perto do fundo); e Bentopelágicos (vivem e se alimentam em todas as camadas da água, tanto perto do fundo ou perto da superfície).

A estratégia reprodutiva das espécies foi realizada com base na classificação proposta por NEUBERGER et al. (2009) para o trecho médio do rio Tocantins, em quatro categorias: Migrador de longa distância (MLD) com fecundação externa; Não migradores (NM), peixes sedentários que apresentam fecundação externa; Cuidado parental (CP), peixes sedentários que realizam cuidado parental; e Fecundação interna (FI), peixes sedentários que apresentam fecundação interna. As espécies que não apresentaram classificação definida por NEUBERGER et al. (2009) foram ajustadas com base em suas histórias de vida ou de acordo com os padrões exibidos por outras espécies do gênero.

Análise dos dados

Para a análise dos dados foram consideradas o conjunto de quatorze atributos funcionais, sendo dez de natureza quantitativa e quatro atributos nominais organizados em uma matriz do tipo espécie x atributos. A matriz de distância de Gower foi utilizada para resumir as informações de atributos funcionais das espécies e identificar a contribuição relativa de cada uma delas para a variância geral da diversidade funcional. A distância de Gower foi proposta por Pavoine et al. (2009) e possibilita a combinação de atributos de natureza estatística diferente (quantitativa e nominal). Posteriormente foi calculada uma análise de coordenadas principais (PCoA) na matriz de distância de Gower. O número de eixos da PCoA foi escolhido com base na qualidade do espaço funcional estimada pelo índice médio de desvio quadrado (mSD) proposto por MAIRE et al. (2015). A medida busca representar com precisão as distâncias funcionais iniciais entre pares de espécies. Os quatro primeiros eixos da PCoA foram mantidos, pois proporcionou um espaço funcional de alta qualidade (mSD<0,01) (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Para caracterização e identificação dos grupos funcionais, foi construído o dendrograma a partir de uma matriz de distância de Gower representando a similaridade entre as espécies baseada nos atributos funcionais mensurados (PETCHEY; GASTON, 2007, 2009). O dendrograma funcional final foi construído utilizando o método das médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) e representa a distância funcional entre cada par de espécies do pool regional. A qualidade final do dendrograma foi avaliada pelo teste de Mantel (5000 permutações) entre a matriz original e a matriz cofenética (r=0,85; p=0,0001).

A riqueza de espécies e abundância de cada grupo funcional em cada período de estudo foram estimados e comparados entre si. A abundância foi expressa em Captura por Unidade de Esforço (CPUE – ind.1000m².rede.24h⁻¹).

Todas as análises foram calculadas pelo software R versão 3.4.0 (R CORE TEAM, 2017) utilizando os pacotes ade4 (DRAY; DUFOUR, 2007), picante (KEMBEL et al., 2010), ape (PARADIS; CLAUDE; STRIMMER, 2004), FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014) e vegan (OKSANEN et al., 2017).

Resultados

Ao longo dos onze anos de estudo foram identificadas 157 espécies na região de amostragem distribuídas em oito ordens e 29 famílias. A ordem Characiformes foi a mais representativa com 80 espécies, seguidos de Siluriformes (41 espécies) e Gymnotiformes (10 espécies). As demais espécies (26 táxons) foram distribuídas nos ordens Beloniformes, Clupeiformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes e Perciformes. Uma descrição detalhada das assembleias de peixes registradas em toda área do reservatório foi apresentada por Lucinda et al. (2007).

A ordenação das espécies baseada nos atributos funcionais, obteve 65,60% de explicação da variação nos quatro primeiros eixos da PCoA (material suplementar). O primeiro eixo (23,98%) mostra a influência das espécies que compartilham habitat demersal, possuem corpo comprimido e pedúnculo caudal curto (CrP) nos escores negativos e habitat bentopelágico, de pequeno porte e maiores valores de altura relativa (AR) nos escores positivo. O segundo eixo (15,57%) mostrou a influência das espécies que possuem corpo fusiforme nos escores negativos e dos táxons com corpo comprimido nos escores positivos. No terceiro eixo (13,53%) mostrou a influência das espécies de médio porte e migradoras de longa distância (MLD) nos escores positivos e espécies de pequeno porte habitat demersal nos escores negativos. O quarto eixo (12,51%) foi influenciado positivamente por espécies de habitat pelágico e nos escores negativos, as espécies que exibem cuidado parental, corpo serpentiforme e habitat bentopelágico (Figura 2). As variáveis morfométricas associadas à locomoção e aquisição de alimentos apresentaram pouca influência na ordenação e na formação dos grupos funcionais.

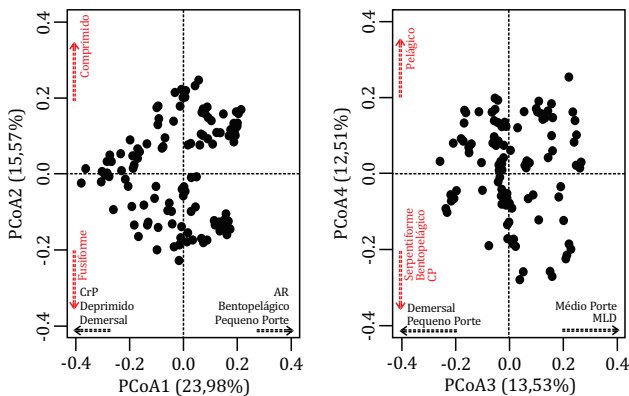


Figura 2. Espaço multidimensional dos atributos funcionais das assembleias de peixes da região de transição da Usina de Lajeado. Os quatro primeiros eixos de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) foram representados retendo 65,60% da variação dos dados. / **Figure 2.** Multidimensional space of the functional traits of the fish assemblages of the transition region of the Lajeado Dam. The first four axes of a Principal Coordinate Analysis (PCoA) were represented retaining 65.60% of the data variation.

Grupos Funcionais

A partir da análise de agrupamento foi possível distinguir 15 grupos funcionais relacionados à principalmente ao tamanho da espécie, uso do habitat, estratégia reprodutiva e forma do corpo. O **grupo 1** (G1) incorporou dez espécies serpentiformes de pequeno e médio porte, não migradores que oferecem cuidado parental (CP) e utilizam ambientes bentopelágico. Entre os representantes deste grupo estão espécies pertencentes às quatro famílias da ordem Gymnotiformes (Apterontidae, Gymnotidae, Rhamphichthyidae e Sternopygidae). O **grupo 2** (G2) foi composto por duas espécies de médio porte, não migradoras com fecundação interna (FI) que possuem corpo deprimido e utilizam habitats pelágicos representados por algumas espécies Auchenipteridae (*Ageneiosus brevis* e *Ageneiosus ucayalensis*).

O **grupo 3** (G3) incorporou o maior número de táxons (45) que compartilham pequeno porte, corpo fusiforme e ocupam habitats bentopelágico. As espécies pertencentes a este grupo apresentaram grande variedade quanto à estratégia reprodutiva distribuídas em 39 táxons não migradoras (NM) (e.g. *Leporinus affinis*, *Acestrorhynchus microlepis*, *Schizodon vittatus*), quatro táxons não migradores que oferecem cuidado parental (CP) (*Hoplias lacerdae*, *Hoplias malabaricus*, *Crenicichla adspersa*, *Crenicichla labrina*) e duas espécies migradoras de longa distância (MLD) (e.g. *Pimelodus blochii*).

O **grupo 4** (G4) foi formado por 15 espécies da família Loricariidae com corpo deprimido de pequeno e médio porte não migradores que oferece cuidado parental (CP) da prole e utilizam ambientes demersal (e.g. *Baryancistrus longipinnis*, *Hypostomus* spp.) e bentopelágico (e.g. *Panaque nigrolineatus*). O **grupo 5** (G5) incorporou 44

espécies de pequeno porte e corpo comprimido, sendo 29 táxons não migradores (NM), seis espécies migradoras de longa distância (MLD) e 9 táxons que oferecem cuidado parental (CP). Entre os exemplares deste grupo estão *Serrasalmus eigenmanni*, *Brycon falcatus*, *Curimata inornata*, *Tetragonopterus chalcus*, *Pristigaster cayana*.

O **grupo 6** (G6) reuniu 2 táxons com pequeno porte, corpo fusiforme que utilizam habitat demersal (*Centromochlus schultzi*) ou pelágico (*Auchenipterus nuchalis*) e fecundação interna (FI). O **grupo 7** (G7) incorporou 6 espécies migradoras de longa distância (MLD), de médio e grande porte com corpo fusiforme, habitat demersal (*Surubim lima*, *Hypophthalmus marginatus*) e bentopelágico (*Salminus hilarii*, *Prochilodus nigricans*, *Argonectes robertsi*).

O **grupo 8** (G8) foi formado por 5 táxons de médio e grande porte com corpo comprimido e migradores de longa distância (MLD) que preferem habitat bentopelágico (*Brycon gouldingi*, *Myleus tarquatus*) ou pelágico (*Piaractus brachypomus* e *Pellona flavipinnis*). O **grupo 9** (G9) foi constituído por 6 espécies que possuem corpo comprimido, de porte médio, habitat bentopelágico e não migradores (e.g. *Plagioscion squamosissimus*, *Triporthus auritus*) e que oferecem cuidado parental (CP) como os ciclídeos *Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*.

O **grupo 10** (G10) foi composto por cinco táxons de espécies não migradoras (NM) de pequeno e médio porte, corpo deprimido e habitat demersal (*Pimelodina flavipinnis*, *Pimelodella cristata*). O **grupo 11** (G11) foi representado por sete táxons de médio porte, com corpo comprimido. Sendo três táxons migradores de longa distância (MLD) pertencentes a família Cynodontidae (e.g. *Hydrolycus armatus*, *Rhaphiodon vulpinus*) e não migradores (NM) pertencentes à Belontiidae (*Pseudotylotus micros*) e Sciaenidae (*Pachyurus junki*, *Petilipinnis granniensis*).

O **grupo 12** (G12) foi composto pelo táxon *Hypoclinemus mentalis* que possui corpo comprimido, de pequeno porte e habitat demersal. O **grupo 13** foi composto por cinco táxons de espécies migradoras de longa distância que possuem corpo deprimido, habitat demersal e grande porte (*Oxydoras niger*, *Pterodoras granulosus*, *Pseudoplatystoma fasciatum*, *Zungaro zungaro*).

O **grupo 14** foi representado por um único táxon de corpo deprimido, habitat demersal e grande porte representado pelo táxon *Pseudacanthicus* sp. O **grupo 15** foi composto por dois táxons de corpo deprimido, habitat demersal, com fecundação interna e pequeno porte (*Tocantinsia piresi* e *Trachelyopterus galeatus*).

Varição temporal na riqueza dos grupos funcionais

Em geral, houve um aumento no número de táxons total após o barramento (antes - $\bar{x} = 65,5 \pm 6,3$; depois - $\bar{x} = 77,5 \pm 10,5$), mas não foi registrada diferença significativa ($F=1,88$, $p=0,25$). Os grupos funcionais composto por espécies de pequeno porte (G3, G4 e G5) foram mais representativas em riqueza (104 táxons). A maior riqueza de espécies nos períodos foi observada para o grupo G3 ($\bar{x} = 23,1 \pm 3,8$) e grupo G5 (20,4±4,5) (Figura 3) e os grupos G12 e G14 o menor número de espécies (1 taxa cada). O número de espécies dos grupos formados exclusivamente por táxons migradores de longa distância (G7, G8 e G13) variou entre 3 a 5 táxons ao longo dos anos.

Varição temporal na abundância dos grupos funcionais

A densidade de indivíduos apresentou incremento após o represamento do rio com destaque para os grupos formados por espécies de pequeno porte, corpo fusiforme (G3 e G6) e corpo comprimido (G5) (Figura 3). Os maiores valores foram registrados durante o enchimento (período 3) e nos primeiros anos de represamento (período 4 e 5). Os períodos subsequentes demonstraram tendência à redução (período 9 a 11).

Oito grupos funcionais (G3, G4, G5, G6, G7, G9, G11 e G13) somaram 95% da abundância total de indivíduos, doze táxons responderam por 60% da mesma, com maior representação para os táxons pelágicos *Auchenipterus nuchalis* (G6), *Licengraulis batesii* (G3), *Pseudotylotus micros* (G11); os bentopelágicos *Plagioscion squamosissimus* (G9) e *Hemiodus unimaculatus* (G3) e os demersal *Hypostomus* spp. (G4) e *Oxydoras niger* (G13). Entre os migradores de longa distância (MLD) destacaram-se as espécies de médio porte com comportamento bentopelágicos *Curimata acutirostris* (G6) e *Argonectes robertsi* (G7) e o demersal *Oxydoras niger* (G13) totalizando 9,3% da abundância total. As espécies serpentiformes e deprimidos de pequeno e médio porte pertencentes aos grupos (G1, G2, G12 e G15) representaram menos de 1% da abundância total.

Os grupos formados por táxons serpentiformes de pequeno e médio porte (G1) e os Auchenipteridae de corpo deprimido e porte médio (G2, G14 e G15) representaram menos de 1% da abundância total com

predomínio de *Ageneiosus brevis* (G2) e *Eigenmania macrops* (G1).

Entre os Siluriformes não migradores e demersais (G10), *Pimelodella cristata* foi mais representativo na fase rio, em contrapartida, a *Pimelodina flavipinnis* apresentou grande incremento da abundância após o represamento com 98% da captura do grupo.

Entre os taxa MLDs, fusiformes e pelágicos (G7) destacam-se *Argonectes robersi*, *Hypophthalmus marginatus* e *Prochilodus nigricans* respondendo por 96% da abundância do grupo. *A. robersi* e *P. nigricans* foram mais abundantes no início do reservatório (períodos 3 a 6) e *H. marginatus* nos períodos subsequentes (período 7 a 11).

As espécies MLDs e habitat demersal (G13) apresentaram forte redução da abundância após o represamento, principalmente os grandes migradores *Hemisorubim platyrhynchos*, *Pseudoplatystoma fasciatum* e *Zungaro zungaro*. Estes táxons sumariam 66% da abundância do grupo antes do barramento e após, representavam 2,6% da abundância, prevalecendo as espécies *Oxydoras niger* e *Pterodoras granulosus* com 97,4% da abundância total do grupo após a hidrelétrica.

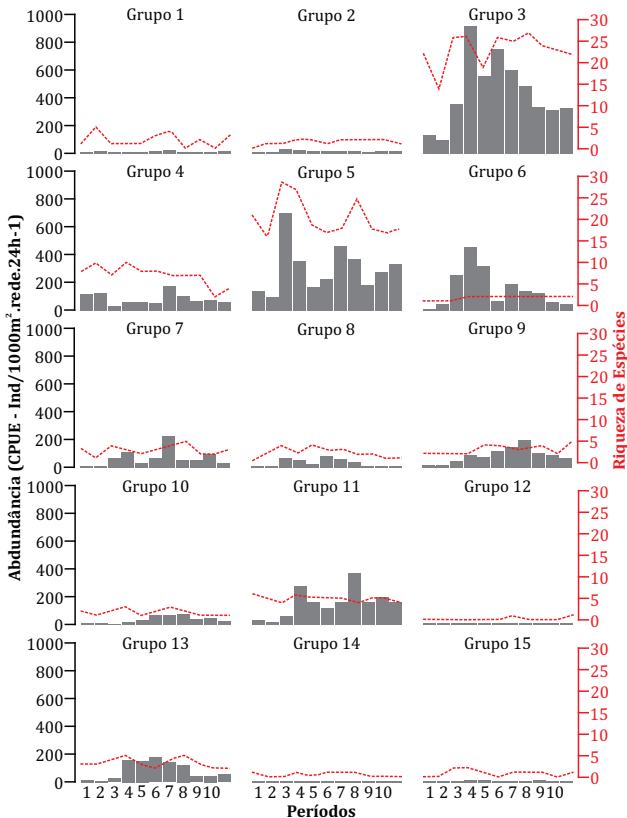


Figura 3. Número de espécies (linha pontilhada) e densidade de indivíduos (barras), categorizado por grupo funcional, da assembleia de peixes da Usina de Lajeado ao longo do período de estudo. / **Figure 3.** Number of species (dotted line) and density of individuals (bars), categorized by functional group, of the fish assembly of the Lajeado Dam in the study period.

Discussão

A organização das assembleias em grupos funcionais refletiu a similaridade entre as espécies que compartilham atributos funcionais comuns independente da relação filogenética entre elas, concordando com Dumay et al. (2004). Os atributos qualitativos relacionados ao tamanho, forma do corpo, uso do habitat e estratégia reprodutiva foram mais sensíveis à formação dos grupos funcionais, em compensação, os atributos quantitativos associadas à forma de obtenção do alimento e locomoção apresentam pouca influência (Figura 2).

Foi encontrada semelhança funcional (redundância funcional) entre os grupos G3 e G5 representados por espécies de Characidae (20% da riqueza dos grupos) de pequeno porte, corpo comprimido ou fusiforme e habitat bentopelágico pertencentes à 9 gêneros (*Astyanax*, *Agoniatas*, *Brycon*, *Bryconops*, *Galeocharax*, *Moenkhausia*, *Roeboides* e *Triportheus*). As espécies destes gêneros representaram pouco mais de 14% da riqueza total de espécies e 9% da abundância. A redundância funcional é um componente importante para funcionamento dos ecossistemas (NAEEM, 1998), favorecendo em comunidades locais, a estabilidade da abundância das espécies ao longo do tempo, uma vez que a perda de uma espécie pode ser compensada por outra com característica funcional similar (TILMAN et al., 1997). Por outro lado, os grupos G12 e G14 foram formados por uma única espécie cada (*Hypoclinemus mentalis* e *Pseudacanthicus sp.*) represen-

tam funções ecológicas únicas que afeta diretamente os processos ecossistêmicos (CARDINALE et al., 2013).

Em uma perspectiva temporal, as alterações na hidrodinâmica do rio resultam na perda significativa de habitats e modificação na dinâmica no fluxo de matéria e energia do ambiente, alterando as condições de permanência de grupos funcionais composto por espécies demersais (G12 a G15) incluindo grandes migradores (G13).

A formação de um gradiente vertical influenciada pelo aumento da profundidade, transparência da água, aporte de matéria e energia alóctone e direção dos ventos (REIS, 2002) favorece a formação da estratificação térmica vertical, em detrimento à condição lótica anterior do rio (AGOSTINHO et al., 2016) causando perda significativa de habitats, sobretudo demersais, com forte redução da abundância das espécies, seja provocada pela anoxia local, ou pela fuga e/ou extinção de alguns elementos da fauna (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007) alteração na estrutura das comunidades.

Em contrapartida, espécies que apresentaram habitat pelágico e pequeno porte (*Auchenipterus nuchalis*, *Lycengraulis batesii* e *Pseudotyllosurus microps*) foram mais abundantes após o reservatório. O grande número de espécies não migradoras com fecundação externa (G3 e G4) são comuns em ambientes artificiais (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001) por possuir características oportunistas com rápido desenvolvimento gonadal, desova parcelada (WINEMILLER, 1989; WINEMILLER; ROSE, 1992), além de alta capacidade de adaptação e colonização. Padrões semelhantes foram observados nos reservatório de Itá (rio Uruguai) (SCHORK; ZANIBONI-FILHO, 2017), nos reservatório em cascata do rio Paraná (OLIVEIRA et al., 2018), no rio Tocantins (Usina de Peixe Angical) (AGOSTINHO; PELICICE; MARQUES, 2008; LIMA et al., 2016) e no rio Madeira (TORRENTE-VILARA et al., 2011; CELLA-RIBEIRO et al., 2017).

Os grupos funcionais formados por espécies migradoras de médio e grande portes (G13) foram intensamente afetadas pelo reservatório. Os táxons *Oxydoras niger* e *Pterodoras granulosus* (G13) representaram 97% da abundância do grupo, enquanto que os táxons *Pseudoplatystoma fasciatum*, *Zungaro zungaro* e *Surubim lima* tiveram a abundância intensamente reduzida após o represamento em decorrência da menor disponibilidade de recursos e áreas passíveis à atividade reprodutiva (AGOSTINHO et al., 1999) e não foram mais registradas nas amostragens nos últimos anos (10 e 11). Grandes migradores possuem comportamentos distintos e necessitam de grandes trechos do rio para completar seu ciclo de vida, de modo que a manutenção de trechos lóticos superiores e tributários naturais nas regiões dos reservatórios contribuem para manutenção das populações destas espécies (AGOSTINHO; PELICICE; MARQUES, 2008; ARAÚJO et al., 2013; LIMA et al., 2017).

Nos últimos anos do reservatório (períodos 10 e 11) a espécie *Hypophthalmus marginatus* (G7) têm aumentado sua abundância e participação na pesca ribeirinha de subsistência. Esta espécie é um importante recurso pesqueiro capaz de explorar regiões pelágicas e bancos de macrófitas aquáticas (CAROLSFELD et al., 2004) com grande sucesso na colonização dos reservatórios como ocorreu em Tucuruí (CAMARGO; PETRERE JR, 2004) e Itaipú (AMBRÓSIO et al., 2001; ABUJANRA; AGOSTINHO, 2002).

A distribuição e abundância das espécies, independente da classificação em grupos funcionais, foi diretamente afetado pela alteração do regime hidrológico do rio (LIMA et al. 2015) e seguiu a tendência geral de outros reservatórios neotropicais (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; AGOSTINHO; PELICICE; MARQUES, 2008; ARAÚJO et al., 2013) com o aumento da abundância logo após o enchimento do reservatório, principalmente com a disponibilização de matéria orgânica propiciando uma maior disponibilidade de recursos alimentares à fauna de peixes e posteriormente uma drástica redução na abundância nos períodos subsequentes (períodos 9 a 11).

Conclusão

A análise dos impactos dos empreendimentos hidrelétricos a partir da abordagem funcional é recente e promissora. Foi demonstrado neste estudo que a estrutura funcional da assembleia é afetada de forma consistente, especialmente os grupos funcionais composto por grandes migradores e outras espécies de habitat demersal. Os resultados estão de acordo com outros estudos baseado em atributos funcionais realizados em reservatório (LIMA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018). A formação de grupos funcionais baseados em atributos relacionados à estratégia reprodutiva, uso do habitat, associadas à forma e tamanho do corpo, revelam informações importantes quanto às variações temporais das assembleias de peixes, onde é possível

determinar quais atributos são mais sensíveis à nova condição estabelecida pelos reservatórios. Desta forma os trechos superiores, de natureza lótica, devem ser reconhecidos como as áreas prioritárias de conservação, livres de empreendimentos, de modo a garantir a sobrevivência das espécies que compartilham os atributos mais sensíveis.

Agradecimentos

Agradecemos ao Núcleo de Estudos Ambientais (Neamb/UFT) pelo suporte logístico nas atividades de campo, a EEM pelo acesso ao banco de dados. Expressamos nosso agradecimento à Investco S/A pelo suporte financeiro, ao Projeto Pró Amazônia e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de pós-graduação a MDSP.

Referências bibliográficas

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 23, n. 2, p. 425–434, 2001.
- ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A. A. Dieta de *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829) (Osteichthyes, Hypophthalmidae) e variações de seu estoque no reservatório de Itaipu. *Acta Scientiarum*, v. 24, n. 2, p. 401–410, 2002.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. In: TUNDISI, J. G.; M. STRASKRABA (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Application*. São Carlos -SP: International Institute of Ecology, 1999, p. 227–264.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem. Maringá, PR: 2007.
- AGOSTINHO, C. S. et al. Selectivity of fish ladders: A bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, v. 5, n. 2, p. 205–213, 2007.
- AGOSTINHO, C. S.; PELICICE, F. M.; MARQUES, E. E. *Reservatório de Peixe Angical: Bases Ecológicas para Manejo da Ictiofauna*. 1° ed. Editora Rima. São Carlos-SP:2008.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, v. 173, p. 26–36, 2016.
- ALBERT, J. S.; REIS, R. E. *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater*. University of California Press. Los Angeles, California. 2011.
- AMBRÓSIO, A. M. et al. The fishery and fishery yield of *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829), (Siluriformes, Hypophthalmidae), in the Itaipu reservoir, Paraná state, Brazil. *Acta Ecologica Sinica*, v. 31, n. 1, p. 93–105, 2001.
- ARAÚJO, E. S. et al. Changes in distance decay relationships after river regulation: Similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 22, n. 4, p. 543–552, 9 out. 2013.
- BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: A continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, v. 76, n. 9, p. 2118–2176, 2010.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A. A.; GHAZZI, M. S. *Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil*. Museu Nacional. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.
- CAMARGO, S. A. F. DE; PETRERE JR, M. Análise de risco aplicada ao manejo precaucionário das pescarias artesanais na região do reservatório da UHE-Tucuruí (Pará, Brasil). *Acta Amazonica*, v. 34, n. 3, p. 473–485, 2004.
- CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity simultaneously enhances the production and stability of community biomass, but the effects are independent. *Ecology*, v. 94, n. 8, p. 1697–1707, 2013.
- CAROLSFELD, J. et al. *Migratory Fishes of South America*. Canadá: The World Bank, 2004.
- CELLA-RIBEIRO, A. et al. Temporal fish community responses to two cascade run-of-river dams in the Madeira River, Amazon basin. *Ecohydrology*, p. e1889, 27 jun. 2017.
- DRAY, S.; DUFOUR, A. B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, v. 22, n. 4, p. 1–20, 2007.
- DUMAY, O. et al. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, v. 64, n. 4, p. 970–983, 2004.
- FROESE, R.; PAULY, D. *FishBase*. 2018. Disponível em: www.fishbase.org (Acessada em 10/05/2018).
- GATZ, J. Community Organization in Fishes as Indicated by Morphological Features. *Ecology*, v. 60, n. 4, p. 711–718, 1979a.
- GATZ, J. Ecological Morphology of Freshwater stream Fishes. *Tulane studies in Zoology and Botany*, v. 21, p. 91–124, 1979b.
- KEARNEY, M.; PORTER, W. P. Ecologists have already started rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 21, n. 9, p. 481–482, 2006.
- KEMBEL, S. W. et al. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, v. 26, n. 11, p. 1463–1464, 2010.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for 1.0-12., functional ecology. R package version**, 2014.
- LIMA, A. C. et al. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia*, v. 763, n. 1, p. 207–221, 2016.
- LIMA, A. C. et al. Using a trait-based approach to measure the impact of dam closure in fish communities of a Neotropical River. *Ecology of Freshwater Fish*, n. February, p. 1–13, 2017.
- LIMA, A. M. T. et al. Os Rios Amazônicos Convertidos em Giga watts: Participação Social no Processo de Implantação de Usinas Hidrelétricas. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, v. 7, n. 2, p. 136–158, 2015.
- MAGNAN, P. et al. Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 67, n. 11, p. 1791–1807, 2010.
- MAIRE, E. et al. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, p. 728–740, 2015.
- MALABARBA, L. R.; MALABARBA, M. C. DE S. L. *Filogenia e Classificação dos Peixes Neotropicais*. FUNEP. Jaboticabal-SP. 2014.
- NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, v. 12, n. 1, p. 39–45, 1998.
- NEUBERGER, A. L. et al. Variações espaciais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical. In: AGOSTINHO, C. S.; PELICICE, F. M.; MARQUES, E. E. *Reservatório de Peixe Angical: Bases Ecológicas para Manejo da Ictiofauna*. 1° ed. Editora Rima. São Carlos-SP:2008.
- OHLEBERGER, J.; STAAKS, G.; HÖLKER, F. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*, v. 176, n. 1, p. 17–25, 2006.
- OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**, 2017.
- OLIVEIRA, A. G. et al. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology*, v. 63, n. 3, 2018.
- PARADIS, E.; CLAUDE, J.; STRIMMER, K. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, v. 20, n. 289–290, 2004.
- PAVOINE, S. et al. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, v. 118, n. 3, p. 391–402, 2009.
- PENCZAK, T. et al. Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the Corumbá river, Brazil. *River Research and Applications*, v. 25, n. 8, p. 1013–1024, out. 2009.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos*, v. 116, n. 8, p. 1422–1426, 2007.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Dendrograms and measures of functional diversity: A second instalment. *Oikos*, v. 118, n. 7, p. 1118–1120, 2009.
- PETESSE, M. L.; PETRERE, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, v. 48, p. 109–116, 2012.
- PETESSE, M. L.; PETRERE, M.; AGOSTINHO, A. A. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering*, v. 69, p. 139–150, 2014.
- POUGH, F.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. *A vida dos Vertebrados*. 4° ed. ed. Atheneu. São Paulo. 2008.
- R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria, 2017. Disponível em: <https://www.r-project.org/>.
- REIS, R. E. Conserving the freshwater fishes of South America. *International Zoo Yearbook*, v. 47, n. 1, p. 65–70, 2013.
- REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, v. 89, n. 1, p. 12–47, 2016.
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. EDUPUCRS. Porto Alegre-RS. 2003.
- REIS, V. L. A. *Limnologia e o gerenciamento integrado do Reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães - UHE Lajeado, Tocantins*. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 2002.
- RIBEIRO, M. C. L. de B.; PETRERE, M.; JURAS, A. A. Ecological Integrity and Fisheries Ecology of the Araguaia-Tocantins River Basin, Brazil. *Regulated rivers: research and management*, v. 11, p. 325–350, 1995.
- SCHORK, G.; ZANIBONI-FILHO, E. Structure dynamics of a fish community over ten years of formation in the reservoir of the hydroelectric power plant in upper Uruguay River. p. 1–14, 2017.
- THORNTON, K. W. Perspectives on reservoir limnology. In: **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. Wiley, 1990. p. 1–14.
- TILMAN, D. et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997.
- TORRENTE-VILARA, G. et al. Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). *Ecology of Freshwater Fish*, v. 20, n. 4, p. 588–597, 2011.
- VILLÉGER, S. et al. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.
- VILLÉGER, S. et al. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, v. 79, n. 4, p. 783–801, 2017.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.
- WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, v. 25, n. 3, p. 371–384, 1984.
- WINEMILLER, K. O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, p. 225–241, 1989.
- WINEMILLER, K. O.; ROSE, K. A. Patterns of Life-History Diversification in North American Fishes: implications for Population Regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 49, n. 10, p. 2196–2218, out. 1992.