



MARCELA ALVES DE SOUZA

**RELAÇÕES ENTRE A ICTIOFAUNA E
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM LAGOAS DO
RIO PANDEIROS, MINAS GERAIS**

LAVRAS - MG

2016

MARCELA ALVES DE SOUZA

**RELAÇÕES ENTRE A ICTIOFAUNA E MACRÓFITAS AQUÁTICAS
EM LAGOAS DO RIO PANDEIROS, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora

Dra. Flávia de Freitas Coelho

Co-orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS – MG

2016

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Souza, Marcela Alves.

Relações entre a ictiofauna e macrófitas aquáticas em lagoas do
rio pandeiros, minas gerais / Marcela Alves de Souza. – Lavras :
UFLA, 2016.

64 p.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de
Lavras, 2016.

Orientador(a): Flávia de Freitas Coelho.

Bibliografia.

1. Peixes. 2. Macrófitas. 3. Planície. 4. Reservatório. 5.
Riqueza. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

MARCELA ALVES DE SOUZA

**RELAÇÕES ENTRE A ICTIOFAUNA E MACRÓFITAS AQUÁTICAS
EM LAGOAS DO RIO PANDEIROS, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 18 de março de 2016.

Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro UFSJ

Dr. Sidinei Magela Thomaz UEM

Dra. Flávia de Freitas Coelho

Orientadora

Co-orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS – MG

2016

Aos meus pais, fonte de dedicação, amor, amizade e sabedoria.

Aos meus irmãos, pela amizade, cumplicidade e amor.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ecologia pela oportunidade de realização deste trabalho.

A minha orientadora Flávia, por ter me recebido de braços abertos em seu laboratório e ter tido paciência de me ensinar um pouco do tanto que sabe sobre plantas aquáticas.

Ao meu co-orientador, Paulo Pompeu, pelos ensinamentos e apoio de sempre.

Às minhas amigas, Jéssica e Júlia, pela amizade, companheirismo e amor que foram fundamentais durante o meu mestrado.

Às meninas da república q-boas, pelo amor. Vocês estarão sempre em meu coração.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Evolutiva de Plantas Herbáceas, por terem me recebido tão bem em seu laboratório. Um agradecimento em especial ao Gui.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Peixes, pela amizade e também pela ajuda no trabalho. Agradeço em especial os que me auxiliaram nas coletas e triagens (Rafa, Nina, Daniel, Chico, Letícia).

As amigas Aline, Taquarinha e Stella. Sem vocês as coletas não teriam sido tão divertidas!

Ao Andrey e ao Sidinei por terem aceitado participar da banca avaliadora.

Aos meus pais e meus irmãos, pelo amor incondicional e apoio constantes.

Ao meu namorado Felipe, pelo seu amor, amizade e carinho. Obrigada pela tamanha paciência, principalmente nos meus ataques de estresse durante o mestrado (risos). Só você sabe o quanto é difícil! Te amo muito!

À Cemig, pelo apoio financeiro e pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Programa de Pós Graduação de Ecologia Aplicada pelo suporte e estrutura.

Obrigada meu querido Deus por tamanha felicidade que o Senhor proporciona em minha vida.

Enfim, agradeço a todos que fizeram parte dessa etapa da minha vida. Sou muito feliz em tê-los comigo!

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo realizar a amostragem da ictiofauna associada à macrófitas aquáticas em lagoas do rio Pandeiros, Minas Gerais. As lagoas foram amostradas nas estações cheia e seca com a finalidade de avaliar a relação existente entre as comunidades de peixes e as diferentes composições de bancos de macrófitas e também comparar as assembleias de peixes associados à macrófitas da lagoa afetada pelo reservatório com lagoas da planície de inundação a jusante, no rio Pandeiros. No total foram capturados 2744 exemplares de peixes pertencentes a 30 espécies nos bancos de macrófitas. Um total de 459 exemplares e 9 espécies foram registradas na lagoa do reservatório, e 2285 exemplares e 30 espécies nas lagoas da planície de inundação. Foi observada uma maior riqueza total de peixes no grupo formado pelos três tipos de macrófitas (SEF). Foram observadas diferenças na composição de espécies de peixes entre os diferentes grupos funcionais de macrófitas, submersas (S), emergente+flutuante(EF), submersa+emergente(SE), submersa+emergente+flutuante (SEF), bem como na estrutura da comunidade dessas espécies. A composição de espécies de peixes também apresentou plena distinção entre as lagoas da planície de inundação e a lagoa afetada pelo reservatório. Foram amostradas quatro espécies de macrófitas na lagoa do reservatório e nove espécies nas lagoas da planície de inundação. Houve diferença na riqueza e abundância de peixes entre os locais amostrados, com maiores valores para a planície de inundação. A profundidade média variou de 66,5 cm na seca para 70 cm na cheia na lagoa do reservatório. Nas lagoas da planície de inundação a diferença foi de 80 cm na seca para 120 cm na cheia. Os resultados mostram alta captura tanto de espécies quanto de indivíduos de peixes associados a plantas aquáticas. Isto reforça a premissa de que as macrófitas desempenham importantes funções ecológicas em ecossistemas aquáticos lênticos como planícies de inundação.

Palavras-chave: Ictiofauna. Macrófitas. Riqueza de espécies. Planície de inundação. Reservatório.

ABSTRACT

This work aimed to perform the sampling of the ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in lakes of the Pandeiros River, Minas Gerais. The lakes were sampled in rainy and dry seasons in order to assess the relationship among the fish communities and the different compositions of macrophyte banks and also to compare the fish assemblies associated to macrophytes in the lake affected by the reservoir with downstream floodplains lakes, in Pandeiros River. In total 2,744 specimens of fishes belonging to 30 species were captured in the macrophyte banks. A total of 459 individuals and nine species were recorded in the reservoir lake, and 2,285 specimens and 30 species in the floodplain lakes. A total higher richness species of fishes was observed in the group formed by the three types of macrophytes (SEF). Differences were observed in the species composition of fishes among the different compositions of macrophyte banks, submerged (S), emergent+floating (EF), submerged+emergent (SE), submerged+emergent+floating (SEF), as well as in the community structure of these species. The composition of fish species also showed a complete distinction among the floodplain lakes and the lake affected by the reservoir. Four species of macrophytes were sampled in the reservoir lake and nine species in the floodplain lakes. There was a difference in the richness and abundance of fishes between sampling sites, with higher values for the floodplain. The average depth ranged from 66.5 cm in the dry season to 70 cm in the rainy season in the reservoir lake. In the floodplain lakes the difference was from 80 cm in the dry season to 120 cm in the rainy season. Results show a high capture of species as well as fish individuals associated to aquatic plants. This reinforces the premise that macrophytes present important ecological functions in lentic aquatic ecosystems such as flood plains.

Keywords: Ichthyofauna. Macrophytes. Species Richness. Floodplain. Reservoir.

SUMÁRIO

| | | |
|-------|---|-----------|
| | PRIMEIRA PARTE | |
| 1 | INTRODUÇÃO GERAL..... | 10 |
| 2 | REFERENCIAL TEÓRICO..... | 11 |
| | REFERÊNCIAS..... | 13 |
| | SEGUNDA PARTE – ARTIGOS | |
| | ARTIGO 1 Assembleias de peixes associadas a grupos funcionais de macrófitas na planície de inundação do rio Pandeiros, Minas Gerais | 16 |
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 19 |
| 2 | MATERIAL E MÉTODOS..... | 21 |
| 2.1 | Área de estudo..... | 21 |
| 2.2 | Coleta de dados..... | 21 |
| 2.2.1 | Amostragem de macrófitas e da ictiofauna..... | 22 |
| 2.2.2 | Análise dos dados..... | 23 |
| 3 | RESULTADOS..... | 24 |
| 4 | DISCUSSÃO..... | 32 |
| | REFERÊNCIAS..... | 35 |
| | ARTIGO 2 Planície de inundação afetada pela construção de reservatório abriga fauna de peixes associada a macrófitas similar à de áreas naturais?..... | 39 |
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 42 |
| 2 | MATERIAL E MÉTODOS..... | 45 |
| 2.1 | Área de estudo..... | 45 |
| 2.2 | Coleta de dados..... | 45 |
| 2.2.1 | Amostragem da ictiofauna e das macrófitas..... | 46 |
| 2.2.2 | Análise dos dados..... | 46 |
| 3 | RESULTADOS..... | 47 |
| 4 | DISCUSSÃO..... | 55 |
| | REFERÊNCIAS..... | 58 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

Planícies de inundação são áreas periodicamente inundadas devido ao sobrefluxo lateral dos rios e lagos e/ou precipitação direta. As características abióticas únicas destas áreas fazem com que a biota apresente adaptações que permitem a persistência das populações locais, influenciando na estruturação das comunidades. Os pulsos de inundação, característicos desses ambientes mantêm as inundações e secas periódicas, as quais mantêm a biodiversidade local (NEVES, 2009). Cinco componentes críticos do regime de inundação regulam os processos ecológicos em quaisquer planícies de inundação: a magnitude, a frequência, a duração, o momento de ocorrência e as taxas de mudança de condições hidrológicas (POFF et al., 1997). Os ciclos de vida dos organismos que vivem nessas áreas são profundamente afetados por todos esses componentes (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Nas últimas décadas, tem-se observado crescente destruição das planícies de inundação através de barramentos que afetam os componentes que regulam o regime de inundação, levando a consequências diretas sobre os organismos que vivem no local (POMPEU; ALVES, 2005).

Em Minas Gerais existe uma grande área de inundação, conhecida como pântano do rio Pandeiros o qual possui uma área alagável que varia de aproximadamente 3.000 (estação seca) a 5.000 (estação chuvosa) ha e é responsável por 70% da reprodução e do desenvolvimento da fauna ictiológica de piracema do médio rio São Francisco. Nos arredores do pântano encontra-se um complexo de lagoas marginais, interligadas no período das chuvas, que são utilizadas como criadouros por espécies de peixes de piracema do rio São Francisco (PIVARI; VIANA, 2009). Em 1995 foi criada a APA do Rio Pandeiros com 210.000 hectares, englobando toda sua bacia de drenagem. Entretanto, dentro da área de proteção ambiental do rio Pandeiros (APA) encontra-se a PCH Pandeiros, que foi instalada no rio Pandeiros em 1957 e atualmente encontra-se desativada. Seu reservatório apresenta área de 280 hectares e sua barragem, de crista livre, altura máxima

de 10,3 metros (FONSECA et al., 2008). O descomissionamento da PCH Pandeiros encontra-se em estudo.

A presente dissertação é parte desse estudo de descomissionamento da PCH Pandeiros, e foi realizada com o objetivo de amostrar a ictiofauna associada à macrófitas aquáticas em lagoas da planície de inundação e do reservatório criado no rio Pandeiros. Ela foi estruturada em dois capítulos:

Primeiro capítulo: Assembleias de peixes associadas a grupos funcionais de macrófitas na planície de inundação do rio Pandeiros, Minas Geras, o objetivo principal foi avaliar a relação existente entre as comunidades de peixes e as diferentes composições de macrófitas em lagoas da planície de inundação do rio Pandeiros.

Segundo capítulo: Planície de inundação afetada pela construção de reservatório abriga fauna de peixes associada à macrófitas similar à de áreas naturais? O objetivo foi comparar as assembleias de peixes associados à macrófitas da lagoa afetada pelo reservatório com a planície de inundação a jusante.

O primeiro capítulo será submetido ao periódico *Hydrobiologia* (versão em inglês) e o segundo a *Wetlands*, seguindo assim a formatação de acordo com as normas de cada revista.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

As planícies de inundação dos grandes rios, juntamente com lagos, canais e áreas periodicamente inundadas a elas associadas, constituem um tipo importante de habitat nas regiões tropicais. São ecossistemas bastante produtivos, com alta diversidade de espécies e que apresentam padrões sazonais bem marcados, definidos principalmente pela inundação anual dos rios, que promove a troca de nutrientes e organismos entre os habitats (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Dentre os subsistemas formados, destacam-se as lagoas marginais, também conhecidas como lagoas de várzea, que geralmente ocupam as depressões dos canais e apresentam

comunicação constante ou intermitente com o rio principal e canais secundários.

Ambientes de planície apresentam a maior diversidade taxonômica e funcional (LOWE-MCCONNELL, 1999; WELCOMME, 1985), em resposta aos mais variados ambientes aquáticos, habitats terrestres e ecótonos (WARD; TOCKNER; SCHIEMER, 1999). As planícies de inundação apresentam a mais alta diversidade de plantas aquáticas do mundo, sendo a principal fonte de biomassa vegetal nestes ambientes. Isto é devido, principalmente, ao fato de toda a área apresentar uma grande diversidade de ambientes lânticos (LACOUL; FREEDMAN, 2006; POR, 1995).

Em regiões tropicais com destaque para o Brasil, que possui a maior rede hidrográfica do planeta, as macrófitas aquáticas estão representadas por centenas de espécies. Nesse contexto, planície de inundação do Rio Pandeiros, que abrange aproximadamente 6.100 hectares de uma região conhecida como o “Pantanal de Minas Gerais”, figura como um dos mais importantes locais de preservação dessa comunidade vegetal no estado. Isso se deve ao fato de serem encontrados região diversos tipos de nichos aquáticos, como a calha principal do Rio Pandeiros, planícies alagáveis, vazantes, lagoas marginais, veredas e o pântano (como é conhecido localmente) (PIVARI; VIANA, 2009).

Bancos de macrófitas são de fundamental importância para o desenvolvimento inicial de muitas espécies de peixes (DELARIVA et al., 1994, SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001), além de atuar como locais de alimentação (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003), abrigo contra predadores e um mecanismo de dispersão para as espécies de pequeno porte (BULLA et al., 2011; OLIVER; MC KAYE, 1982). A abundância e a complexidade de leitos de macrófitas estão entre os principais determinantes das comunidades de peixes em ambos lânticos (GOMES et al., 2012; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005; PETRY; BAYLEY; MARKLE, 2003; SÚAREZ; PETRETE JÚNIOR; CATELLA, 2001) e habitats lóticos (BULLA et al., 2011). As macrófitas aquáticas são

importantes para o desenvolvimento e crescimento da ictiofauna em planícies de inundação (DELARIVA et al., 1994; JUNK, 1973; POMPEU; GODINHO, 2003). Por isso, neste trabalho, procuramos mostrar como se comportam as comunidades de peixes em lagoas da planície de inundação comparadas à lagoa conectada ao reservatório, levando-se em conta os bancos de macrófitas presentes e as flutuações no nível da água. Localizada a montante do barramento, a lagoa junto ao reservatório não sofre mais flutuações sazonais de nível d'água, mantendo-se estável. Sabe-se que as construções de barragens alteram o regime de cheias, modificam o habitat aquático de lótico para lântico, contribuindo com uma maior sedimentação e aumentando o tempo de residência da água. No enchimento do reservatório e com a inundação do material vegetal, as águas também tendem a ficar mais claras e com menor condutividade elétrica (BIANCHINI JÚNIOR, 2003; THOMAZ, 2002).

Como a barragem encontra-se desativada, os resultados deste trabalho irão auxiliar na tomada de decisão a favor ou contra o descomissionamento da mesma, o qual está sendo proposto pela CEMIG.

REFERÊNCIAS

- BIANCHINI JÚNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 85-126.
- BULLA, C. K. et al. The ichthyofauna of drifting macrophyte mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 9, n. 2, p. 403-409, June 2011.
- CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Ribeirão Preto, v. 63, n. 2, p. 213-222, maio 2003.

DELARIVA, R. L. et al. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. **Revista Unimar**, Maringá, v. 16, supl. 3, p. 41-60, 1994.

FONSECA, E. M. B. et al. Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6., 2008, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: [s.n.], 2008.

GOMES, L. C. et al. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effects of a flood pulse. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 685, n. 1, p. 97–107, Apr. 2012.

JUNK, W. J. Investigations on the ecology and production-biology of the “floating meadows” (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. **Amazoniana**, West Germany, v. 4, n. 2, p. 9-102, 1973.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, West Germany, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, Canada, v. 14, n. 2, p. 89–136, June 2006.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999. 536 p.

NEVES, A. C. O. Conservation of the Pantanal Wetlands: the definitive moment for decision making. **Ambio**, Oslo, v. 38, n. 2, p. 127-128, Mar. 2009.

OLIVER, M. K.; MC KAYE, K. R. Floating islands: a means of fish dispersal in Lake Malawi, Africa. **Copeia**, Africa, v. 4, n. 4, p. 748-754, 1982.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. **Acta Oecologica**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 9–16, jan. 2005.

PETRY, P.; BAYLEY, P. B.; MARKLE, D. F. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River Floodplain. **Journal of Fish Biology**, London, v. 63, n. 3, p. 547-579, June 2003.

PIVARI, M. O.; VIANA, P. L. Macrófitas Aquáticas do Refúgio Estadual de Vida Silvestre do Rio Pandeiros. **MG Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 42-44, ago. 2009.

POFF, N. L. et al. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, Fort Colins, v. 47, n. 11, p. 769–784, Dec. 1997.

POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. **American Fisheries Society Symposium**, Belo Horizonte, v. 47, n. 2, p. 11-22, 2005.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 167-181.

POR, E. D. The Pantanal of Mato Grosso (Brazil). World's Largest Wetlands. In: DUMONT, H. J.; WERGER, M. J. A. **Monographiae biologicae**. London: Kluwer Academic Publishers, 1995. 122 p.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. L.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 31, n. 3, p. 437-447, 2001.

SÚAREZ, Y. R.; PETRETE JÚNIOR, M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 8, n. 2, p. 173-186, 2001.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 21-33, jan. 2002.

WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulated Rivers: research & management**, chichester, Viena, v. 15, n. 1-3, p. 125-139, Jan./June 1999.

WELCOMME, R. L. River fisheries. **Food and Agriculture Organization of the United Nation**, Roma, v. 262, p. 1-330, 1985.

ARTIGO 1

**ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ASSOCIADAS A BANCOS DE
MACRÓFITAS NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO
PANDEIROS, MINAS GERAIS.**

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a relação existente entre as assembleias de peixes e as diferentes composições de bancos de macrófitas em lagoas da planície de inundação do rio Pandeiros, Minas Gerais. As lagoas foram amostradas nas estações cheia e seca, nos meses de julho e setembro de 2014 e janeiro e fevereiro de 2015. No total foram capturados 2318 exemplares de peixes pertencentes a 30 espécies. As curvas de acumulação de espécies de peixes para as diferentes composições de bancos de macrófitas apresentaram um aumento gradual do número de espécies com o aumento do número de amostras, mas sem estabilização clara. Foi observada uma maior riqueza total de peixes no grupo formado pelos três tipos de macrófitas (SEF). Foram observadas diferenças na composição de espécies de peixes entre as diferentes composições de bancos de macrófitas, submersas (S), emergente+flutuante (EF), submersa+emergente (SE), submersa+emergente+flutuante (SEF), bem como na estrutura da comunidade dessas espécies. As espécies que mais contribuíram para estas diferenças foram *Hyphessobrycon eques*, mais dominante no grupo S, *Astyanax taeniatus* no grupo SE e nos grupos EF e SEF houve uma distribuição mais equitativa entre as espécies. Os resultados mostram alta captura tanto de espécies quanto de indivíduos de peixes associados a plantas aquáticas. Isto reforça a premissa de que as macrófitas desempenham importantes funções ecológicas em ecossistemas aquáticos lênticos como planícies de inundação. Assim, a presença de diferentes composições de grupos funcionais pode ser considerada um aspecto fundamental para a manutenção da diversidade de peixes, sendo que esta variedade de tipos de bancos de macrófitas parece ser fundamental para a manutenção de uma grande diversidade beta de peixes.

Palavras-chave: Planície de inundação. Peixes. Bancos de macrófitas. Riqueza de espécies.

ABSTRACT

This work aimed to assess the relationship among the fish assemblies and the different compositions of macrophyte banks in floodplain lakes of the Pandeiros River, Minas Gerais. The lakes were sampled in rainy and dry seasons, in July and September 2014 and January and February 2015. In total, 2,318 specimens of fishes were captured belonging to 30 species. The species accumulation curves of fishes for the different compositions of macrophyte banks presented a gradual increase in the number of species as the number of samples increased, but with indefinite stabilization. A total higher richness species of fishes was observed in the group formed by the three types of macrophytes (SEF). Differences were observed in the species composition of fishes among the different compositions of macrophyte banks, submerged (S), emergent+floating (EF), submerged+emergent (SE), submerged+emergent+floating (SEF), as well as in the community structure of these species. The species that most contributed to these differences were *Hyphessobrycon eques* which was more dominant in the S group, *Astyanax taeniatus* in the SE group and, in the groups EF and SEF there was a more equitable distribution among the species. Results show a high capture of species as well as fish individuals associated to aquatic plants. This reinforces the premise that macrophytes present important ecological functions in lentic aquatic ecosystems such as flood plains. Thus, the presence of distinct compositions of functional groups can be considered a fundamental aspect for maintaining the diversity of fishes, so that this variety of type of macrophyte banks seems to be essential for the maintenance of a large beta diversity of fishes.

Keywords: Floodplain. Fishes. Macrophyte banks. Species Richness.

1 INTRODUÇÃO

A presença de vegetação em corpos de água é um dos principais elementos ligados à estruturação dos habitats ocupados pelas comunidades de animais aquáticos, contribuindo no aumento da heterogeneidade estrutural do ambiente (AGOSTINHO; GOMES; JULIO, 2003). Essa adição de complexidade ao ambiente aquático pode ser promovida, por exemplo, pelas macrófitas aquáticas (SAVINO; STEIN, 1982).

Essas plantas possuem grande plasticidade fenotípica (SANTAMARÍA, 2002) e são classificadas, geralmente, em cinco grupos ecológicos: emersas- enraízam no sedimento, porém as folhas permanecem fora da água; emersas com folhas flutuantes- enraízam no sedimento, mas suas folhas flutuam na superfície da água; submersas enraizadas- aquelas que enraízam no sedimento e crescem totalmente submersas; submersas livres- permanecem livres, “mergulhadas” na coluna d’água e flutuantes- que flutuam livremente na superfície da água sem se enraizarem (THOMAZ; ESTEVES, 2011) (Figura 1). Essa categorização é artificial e independe de aspectos taxonômicos, refletindo apenas o grau de adaptação dessas plantas com o meio aquático (THOMAZ; ESTEVES, 2011).

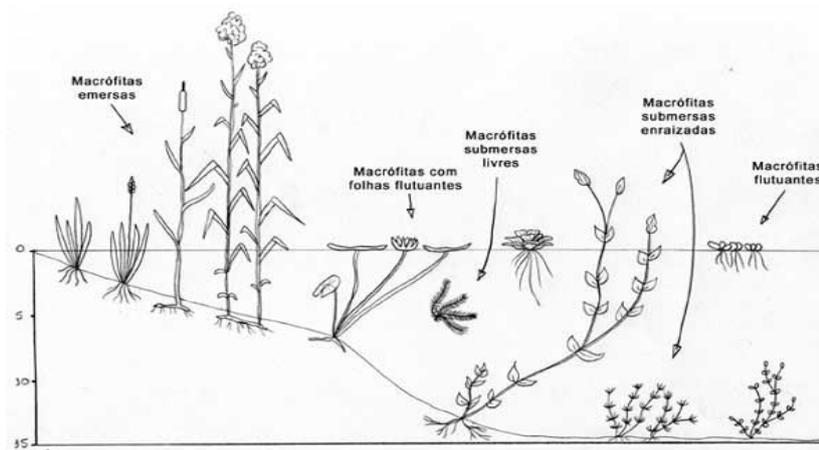


Figura 1 Grupos ecológicos de macrófitas aquáticas. Fonte: Esteves (1998).

As macrófitas aquáticas elevam a disponibilidade de abrigos para as espécies de peixes que forrageiam e para os juvenis de grande porte, o que reduz o número de mortes e influencia assim as interações interespecíficas (SAVINO; STEIN, 1982). Elas podem ainda fornecer substrato para o desenvolvimento de organismos que fazem parte da alimentação da maioria das espécies de peixes ao longo das fases iniciais de desenvolvimento, além de fornecer locais de desova (DIBBLE; KILLGORE; HARREL, 1996).

A distribuição dos peixes que habitam as macrófitas pode ser influenciada pelas características estruturais dos bancos que são formados por estas plantas aquáticas. Assim, o formato de cada macrófita é capaz de promover ambientes heterogêneos, e, com isso, gerar habitats diferentes para a comunidade aquática (DIBBLE; THOMAZ, 2006).

Macrófitas aquáticas também são a principal fonte de biomassa em planícies de inundação, local que abriga a maior diversidade dessas plantas (LACOUL; FREEDMAN, 2006). Planícies de inundação são áreas periodicamente inundadas devido ao sobrefluxo lateral dos rios e lagos e/ou precipitação direta (JUNK; BAYLEY, 1989). As lagoas marginais ocupam as depressões laterais das planícies de inundação e apresentam ligação constante ou intermitente com os rios (SOUZA FILHO; STEVAUX, 1995).

Lagoas marginais geralmente são influenciadas pelos pulsos de inundação, que atuam como fator determinante para a manutenção da elevada biodiversidade presente nas mesmas (HENRY; COSTA, 2003). Os pulsos de inundação funcionam como pequenos distúrbios em áreas alagadas, impedindo que ocorra exclusão através da competição por espécies competitivamente superiores, viabilizando assim a existência de várias espécies (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989).

A região da planície de inundação do rio Pandeiros está localizada a cerca de 25 km a jusante do barramento, e está sujeita às oscilações sazonais naturais do nível d'água devido aos pulsos de inundação. No total de sua área, o pântano varia de quase cinco mil hectares alagados na estação chuvosa, para cerca de três mil hectares na estação seca (DINIZ, 2009).

Considerando que as diferentes formas de vida de macrófitas (por exemplo, submersa, emergente) podem ter um determinado efeito sobre as comunidades de peixes, tivemos como objetivo geral avaliar a relação existente entre essas comunidades e as diferentes composições de bancos de macrófitas em lagoas da planície de inundação do rio Pandeiros, Minas Gerais. Mais especificamente testamos a seguinte hipótese: A riqueza de espécies de peixes esta relacionada a diferentes composições de bancos de macrófitas. Além disso, buscamos responder à seguinte questão: As espécies de peixes têm preferência por determinado grupo ecológico de macrófita?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O rio Pandeiros é um afluente da margem esquerda do rio São Francisco, localizado no extremo norte de Minas Gerais. Possui uma extensão de 145 km e apresenta uma vazão média de 8 m³/s na estação seca e 24 m³/s durante a estação chuvosa (FONSECA et al., 2008). A planície de inundação do Rio Pandeiros é conhecida como o “Pantanal de Minas Gerais”. São encontrados na região diversos tipos de nichos aquáticos, como a calha principal do rio Pandeiros, planícies alagáveis, vazantes, lagoas marginais, veredas e o pântano (PIVARI; VIANA, 2009).

2.2 Coleta de dados

Este estudo foi realizado em lagoas da planície de inundação do rio Pandeiros, que são susceptíveis a flutuações sazonais naturais, na região conhecida como 'pântano' de Pandeiros (15°40'3.37"S 44°38'5.17"O - Lagoa Veio Juca; 15°41'44.65"S 44°34'20.60"O - 1^a lagoa e lagoa Geraldo; 15°40'4.35"S 44°37'6.18"O - Lagoa torre) (Figura 2). As amostragens foram realizadas durante os meses de julho e setembro de 2014 e janeiro e fevereiro

de 2015, sendo duas coletas na época da seca e duas durante a estação chuvosa.



Figura 2 Lagoa do pântano- planície de inundação do rio Pandeiros, MG.

2.2.1 Amostragem de macrófitas e da ictiofauna

Quatro composições de bancos de macrófitas podem ser encontradas na região de estudo (Quadro 1). Assim, a cada coleta, foram amostrados no mínimo quatro repetições de cada composição de banco, com profundidade máxima de 1,5m.

Quadro 1 Composições de bancos de macrófitas encontradas nas lagoas da planície de inundação.

| | |
|-----|---------------------------------|
| S | Submersas |
| SE | Submersas+Emergentes |
| EF | Emergentes+Flutuantes |
| SEF | Submersas+Emergentes+Flutuantes |

Os peixes foram capturados nos bancos de macrófitas através da utilização de rede de arrasto de 4,0 m de comprimento e altura de 1,0 m, com malha picaré de 5 mm entre nós opostos. Após a captura, os peixes foram colocados imediatamente em solução de óleo de cravo. Ao constatar a morte, os exemplares foram etiquetados e fixados em solução de formol 10%, sendo separados por tratamentos dos grupos funcionais de macrófitas. Em laboratório, foram identificados taxonomicamente e preservados em álcool 70°GL.

Em seguida, para a caracterização taxonômica de cada banco de macrófitas amostrado e estimativa de sua biomassa, foi utilizado um quadrante de 1m², fabricado com cano pvc. A amostragem foi realizada em locais adjacentes aos pontos do arrasto que foi utilizado para a captura dos peixes. Após a remoção das macrófitas, elas foram separadas em gênero, lavadas e pesadas (peso úmido). Em laboratório foram identificadas até o menor nível taxonômico possível. Em seguida foram mantidas em uma estufa de secagem (70°C por 48 horas) para a obtenção da biomassa em peso seco.

2.2.2 Análise dos dados

Visando avaliar a diferença na composição de peixes das diferentes composições de bancos de macrófitas amostrados (S, SE, EF, SEF) foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional (N-MDS) utilizando os índices de Bray Curtis e Sorensen, em conjunto com uma análise de similaridade (ANOSIM), com o auxílio do software PRIMER, para avaliar diferenças significativas na composição dos grupos. A contribuição relativa de cada espécie de peixe foi avaliada pela análise de SIMPER, analisando assim a preferência das espécies de peixe por determinado grupo funcional.

Foi realizada uma análise de PERMIDISP para avaliar a diferença na dispersão das diferentes composições de macrófitas na comunidade de

peixes com o auxílio do software STATISTICA7.0. Em seguida foi feito um gráfico com os valores da distância média do centroide de cada ponto e erro padrão.

Para comparar a riqueza total de espécie de peixes entre as composições dos bancos de macrófitas, foram utilizadas curvas de acumulação de espécies, bem como aplicada uma ANOVA. O software EstimateS 9.0 (COLWELL, 2013) foi utilizado para calcular as curvas, e a ANOVA foi calculada através do software Statistica7.0.

3 RESULTADOS

Foram coletados 2.318 exemplares de peixes pertencentes a seis ordens, 14 famílias, 28 gêneros e 30 espécies nas diferentes composições de bancos de macrófitas. Destes, 158 exemplares foram registrados no grupo de macrófitas emergente+flutuante (EF), 700 submersa (S), 967 submersa+emergente (SE) e 493 submersa+emergente+flutuante (SEF). A ordem Characiformes foi a mais representativa em termos de riqueza de espécies e número de indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1 Espécies de peixes amostrados em lagoas da planície de inundação nas diferentes composições de bancos de macrófitas. N = número de indivíduos, E+F= emergente+flutuante, S= submersa, SE= submersa+emergente, SEF= submersa+emergente+flutuante.

| TÁXON | Composições de bancos de macrófitas | | | |
|----------------------------------|-------------------------------------|-----|-----|-------|
| | E+F | S | S+E | S+E+F |
| CHARACIFORMES | | | | |
| Acestrorhynchidae | | | | |
| <i>Acestrorhynchus lacustres</i> | - | - | - | 1 |
| Characidae | | | | |
| <i>Astyanax lacustres</i> | 4 | 14 | 6 | 9 |
| <i>Astyanax taeniatus</i> | - | - | 589 | - |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 55 | 444 | 175 | 141 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> | 3 | 87 | 20 | 107 |
| <i>Moenkhausia costae</i> | 14 | 23 | 7 | 42 |
| <i>Orthospinus franciscensis</i> | - | 31 | 5 | 17 |

| TÁXON | Composições de bancos de macrófitas | | | |
|-------------------------------------|--|----|----|----|
| <i>Phenacogaster franciscoensis</i> | - | - | - | 2 |
| <i>Psellogrammus kennedy</i> | 13 | - | 12 | 1 |
| <i>Roeboides xenodon</i> | - | 2 | 3 | - |
| <i>Serrapinnus heterodon</i> | - | 2 | 1 | 6 |
| <i>Serrapinnus piaba</i> | 27 | 64 | 65 | 65 |
| <i>Tetragonopterus chalceus</i> | 1 | 1 | 3 | 4 |
| Crenuchidae | | | | |
| <i>Characidium sp.</i> | 1 | 5 | 2 | 3 |
| Serrasalmidae | | | | |
| <i>Metynnis maculatus</i> | - | 10 | 3 | 3 |
| <i>Myleus micans</i> | - | - | 5 | 10 |
| CHARACIFORMES | | | | |
| Anostomidae | | | | |
| <i>Leporinus reinhardti</i> | - | - | - | 7 |
| <i>Leporinus elongatus</i> | - | - | - | 1 |
| Curimatidae | | | | |
| <i>Curimatella lepidura</i> | - | 2 | 5 | 4 |
| <i>Steindachnerina elegans</i> | - | - | 1 | 4 |
| Erythrinidae | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | - | - | 1 | 1 |
| Triporthidae | | | | |
| <i>Triporthus guentheri</i> | - | - | 1 | - |

Tabela 1, continuação

| TÁXON | Composições de bancos de macrófitas | | | |
|--------------------------------------|-------------------------------------|-----|-----|-------|
| | E+F | S | S+E | S+E+F |
| PERCIFORMES | | | | |
| Cichlidae | | | | |
| <i>Astronotus spp.</i> | - | - | 12 | - |
| <i>Crenicichla lepidota</i> | 2 | 1 | - | 3 |
| <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> | - | 1 | 6 | - |
| GYMNOTIFORMES | | | | |
| Sternopygidae | | | | |
| <i>Eigenmannia virescens</i> | 22 | 8 | 2 | 37 |
| <i>Sternopygus macrurus</i> | 2 | 1 | - | 2 |
| Gymnotidae | | | | |
| <i>Gymnotus carapo</i> | 1 | - | - | - |
| SILURIFORMES | | | | |
| Loricariidae | | | | |
| <i>Hypostomus sp.</i> | - | - | - | 1 |
| SYNBRANCHIFORMES | | | | |
| Synbranchidae | | | | |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> | 10 | 4 | 1 | 16 |
| CYPRINODONTIFORMES | | | | |
| Poeciliidae | | | | |
| <i>Poecilia reticulata</i> | 2 | - | 42 | 7 |
| Abundância total | 158 | 700 | 967 | 493 |
| Riqueza total | 14 | 17 | 23 | 25 |

Foram amostradas nove macrófitas nas diferentes composições dos bancos de macrófitas, sendo o banco formado pelos três tipos o mais diverso (Tabela 2).

Tabela 2 Macrófitas amostradas nas diferentes composições de grupos funcionais de macrófitas nas lagoas da planície de inundação.

| Macrófitas | E+F | S | S+E | S+E+F |
|----------------------------|------------|----------|------------|--------------|
| <i>Egeria sp.</i> | - | 9 | 6 | 9 |
| <i>Eichornia azurea</i> | 3 | - | 6 | 3 |
| <i>Eichornia crassipis</i> | 2 | - | - | - |
| <i>Elodea sp.</i> | - | 3 | 9 | 8 |
| <i>Ludwigia sp.</i> | 4 | - | 1 | 10 |
| <i>Nymphaea sp.</i> | - | - | 7 | 2 |
| <i>Pistia stratiotes</i> | - | - | - | 2 |
| <i>Sagittaria sp.</i> | 3 | - | 1 | 2 |
| <i>Salvinia spp.</i> | 7 | - | - | 16 |

As curvas de acumulação de espécies de peixes para as diferentes composições de bancos macrófitas apresentaram um aumento gradual do número de espécies com o aumento do número de amostras, mas sem estabilização clara para nenhuma das composições (Figura 3). Foi observada uma maior riqueza total no grupo formado pelos três tipos de macrófitas (SEF), mas como o grupo submersa+emergente (SE) teve uma riqueza bem próxima a ele o teste não apresentou uma diferença significativa (ANOVA $F=1,64$; $p=0,19$) (Tabela 1).

Foram observadas diferenças na composição de espécies de peixes entre as diferentes composições de macrófitas, submersas (S), emergente+flutuante (EF), submersa+emergente (SE), submersa+emergente+flutuante (SEF), (ANOSIM $R=0,195$; $p=0,001$; 999 permutações) bem como na estrutura da comunidade dessas espécies (ANOSIM $R=0,204$; $p=0,001$; 999 permutações). Podemos observar na área dos gráficos de N-MDS que, de maneira geral, o aumento de tipos na composição dos bancos de macrófitas leva a um aumento da variedade possível de tipos de comunidades de peixes (Figura 4 e 5). As espécies que mais contribuíram para estas diferenças foram *Hyphessobrycon eques*, mais dominante no grupo S, *Astyanax taeniatus* no grupo SE e nos grupos EF e SEF houve uma distribuição mais equitativa entre as espécies (Tabela 3).

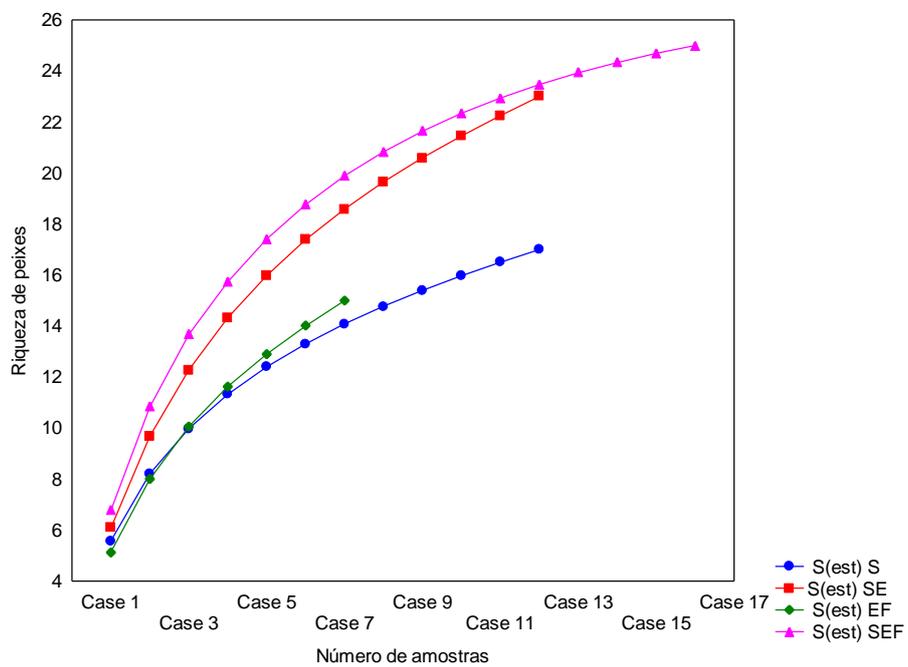


Figura 3 Curvas de acumulação de espécies de peixes para as diferentes composições de bancos de macrófitas: submersas (S), submersa+emergente (SE), emergente+flutuante (EF), submersa+emergente+flutuante (SEF), amostrados nas lagoas da planície de inundação do rio Pandeiros, Minas Gerais.

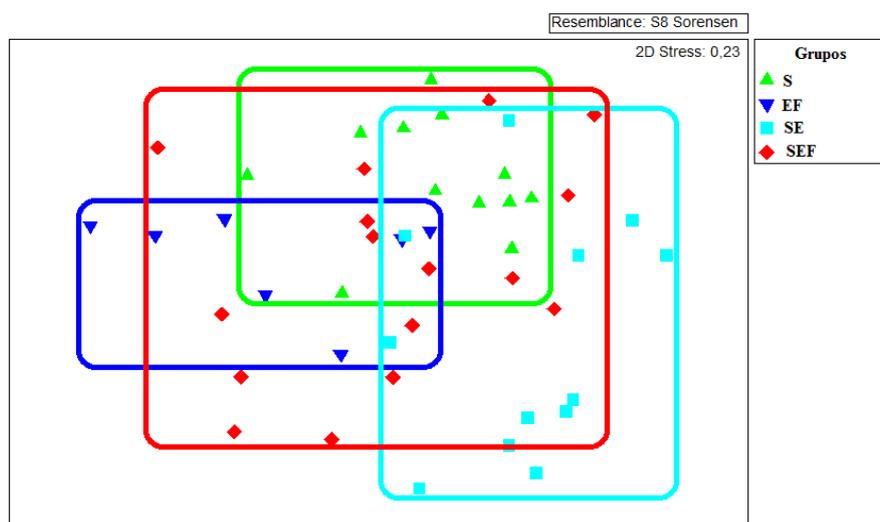


Figura 4 Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição de peixes nas diferentes composições dos bancos de macrófitas, S= submersa, EF= emergente+flutuante, SE= submersa+emergente, SEF= submersa+emergente+flutuante (Stress= 0,23).

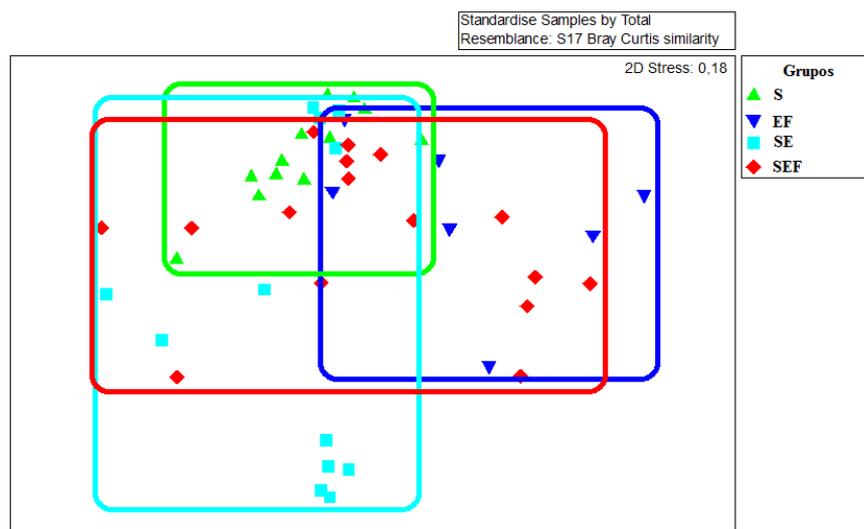


Figura 5 Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da estrutura da comunidade de peixes nas diferentes composições dos bancos de macrófitas, S= submersa, EF= emergente+flutuante, SE= submersa+emergente, SEF= submersa+emergente+flutuante (Stress= 0,18).

Tabela 3 Porcentagem de similaridade (SIMPER) das espécies de peixes capturadas nas lagoas da planície de inundação nas diferentes composições de bancos de macrófitas, S= submersa, EF= emergente+flutuante, SE= submersa+emergente, SEF= submersa+emergente+flutuante.

| Espécies | Abund. Méd. | Contrib. % | Cum. % |
|----------------------------------|--------------------|-------------------|---------------|
| GRUPO S | | | |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 50,95 | 73,46 | 73,46 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> | 15,88 | 14,32 | 87,78 |
| <i>Orthospinus franciscensis</i> | 5,63 | 3,77 | 91,55 |
| GRUPO EF | | | |
| <i>Eigenmannia virescens</i> | 24,06 | 43,7 | 43,7 |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 26,45 | 32,1 | 75,8 |
| <i>Moenkhausia costae</i> | 9,18 | 9,88 | 85,68 |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> | 14,41 | 9,86 | 95,54 |
| GRUPO SE | | | |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 29,73 | 40,45 | 40,45 |
| <i>Astyanax taeniatus</i> | 31,55 | 36,07 | 76,52 |
| <i>Serrapinnus piaba</i> | 9,38 | 11,79 | 88,31 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> | 7,37 | 4,29 | 92,6 |
| GRUPO SEF | | | |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 26,64 | 45,97 | 45,97 |
| <i>Eigenmannia virescens</i> | 14,51 | 19,93 | 65,9 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> | 12,66 | 10,61 | 76,51 |
| <i>Serrapinnus piaba</i> | 7,57 | 5,85 | 82,36 |
| <i>Moenkhausia costae</i> | 6,26 | 5,06 | 87,43 |
| <i>Astyanax lacustres</i> | 3,82 | 2,88 | 90,31 |

Com relação ao PERMDISP, quando foi utilizado o índice de Bray Curtis (abundância) não foi observada diferença na dispersão dos grupos ($F=1,45$; $p=0,33$). Porém, quando considerada apenas a presença e ausência de espécies (Soresen) houve uma diferença marginalmente significativa ($F=3,00$; $p=0,07$) (Figura 6).

Algumas espécies de peixes foram exclusivas de um determinado grupo funcional de macrófita, sendo eles: *Gymnotus carapo*, amostrado somente em bancos com o grupo das macrófitas emergente+flutuantes (EF) e

Leporinus elongatus, *Leporinus reinhardti*, *Acestrorhynchus lacustres*, *Phenacogaster franciscoensis* e *Hypostomus sp.*, capturados somente na presença de todos os grupos associados, SEF (Tabela 1).

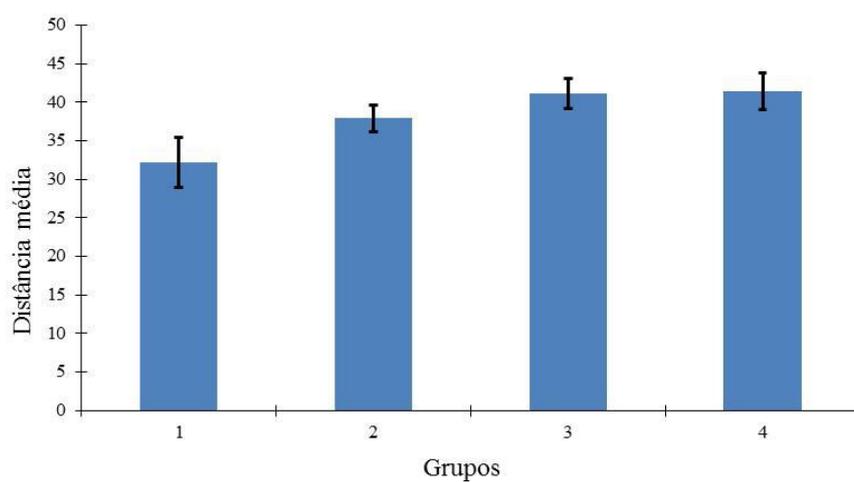


Figura 6 Distância média do centroide de cada ponto (PERMDISP) dos grupos funcionais de macrófitas, 1= Submersa, 2= Emergente+Flutuante, 3= Submersa+ Emergente, 4= Submersa+Emergente+Flutuante.

4 DISCUSSÃO

Os resultados mostram alta captura tanto de espécies quanto de indivíduos de peixes associados a plantas aquáticas. Isto reforça a premissa de que as macrófitas desempenham importantes funções ecológicas em ecossistemas aquáticos lênticos como planícies de inundação. Os bancos formados pelas três composições de macrófitas (SEF) apresentaram maior riqueza de peixes e também uma maior riqueza de macrófitas, corroborando assim com a hipótese de que a riqueza de espécies de peixes esta relacionada à diversidade de grupos ecológicos em um banco de macrófitas. Somente neste tipo de banco foram capturados indivíduos de *Leporinus elongatus*, *Leporinus reinhardti*, *Acestrorhynchus lacustres*, *Phenacogaster franciscoensis* e *Hypostomus sp.* .

A maior heterogeneidade de habitat, proporcionado pela diversidade de grupos ecológicos de macrófitas presentes na composição SEF, pode ter sido suficiente para que fossem encontrados maiores valores de riqueza de peixes. Vários trabalhos (GOMES et al., 2012; LOPES et al., 2015; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005; PELICICE; THOMAZ; AGOSTINHO, 2008; PRADO; FREITAS; SOARES, 2010) mostram que maiores valores de diversidade de peixes foram constatados em ambientes com maior complexidade estrutural fornecida pelas macrófitas (PACHECO; SILVA, 2009; PELICICE; THOMAZ; AGOSTINHO, 2008). Porém, não existem estudos disponíveis que procuram entender a relação entre a diversidade de composições de grupos ecológicos (submersas+emergente, emergente+flutuante, submersa+emergente+flutuante) e parâmetros da comunidade de peixes.

Os grupos que continham em sua composição macrófitas submersas foram os que apresentaram uma maior riqueza e abundância. Esses resultados sugerem que o grupo das macrófitas aquáticas submersas é importantes na manutenção da fauna de peixes composta por indivíduos de

tamanho menor, como os da espécie *Hyphessobrycon eques*. É provável que esses indivíduos utilizem as macrófitas submersas como refúgio contra predadores, e necessitem se locomover apenas em distâncias curtas, a fim de encontrar outros estantes de macrófitas submersas (PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005). O papel das macrófitas como mediador nas interações predador-presa tem sido bem estudado (JACOBSEN; PERROW, 1998). Por exemplo, utilizando a vegetação artificial, Priyadarshana, Asaeda e Manatunge (2001) demonstraram que a alta densidade de macrófitas pode diminuir a eficiência predador, reduzindo o contato visual com a presa e dificultando o movimento.

Bancos de macrófitas submersas são também importantes habitats para muitos grupos de organismos (AGOSTINHO; GOMES; JULIO, 2003; ALBERTONI; WÜRDIG, 1996) que utilizam as plantas como substrato, local de alimentação ou como uma fonte direta de nutrientes (BURKS; JEPPESEN; LODGE, 2001; MARKLUND; BLINDOW; HARGEBY, 2001). Este elevado suprimento alimentar tem sido descrito como um importante fator para explicar a agregação de peixes em estandes de macrófitas submersas (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; PELICICE; AGOSTINHO, 2006; PELICICE; THOMAZ; AGOSTINHO, 2008). A vegetação aquática submersa também fornece o oxigênio necessário para a fauna aquática crescer (KRULL, 1970; ROZAS; ODUM, 1988).

Por outro lado, *Gymnotus carapo*, foi amostrado somente nos bancos das plantas emergentes+flutuantes (EF). Isso ocorreu provavelmente devido à presença de raízes que formam um ambiente bastante diferenciado dos demais, servindo como local de reprodução e alimentação (macroinvertebrados aquáticos que vivem nessas raízes) para esta espécie. Raízes de macrófitas flutuantes tem o potencial de liberar oxigênio e fazer a retenção de material particulado. Essa retenção beneficia o desenvolvimento do perífiton, (DVORAK; BEST, 1982) que tem a facilidade de absorver os nutrientes presentes na coluna d' água (WETZEL, 1993). Os detritos

juntamente com o perífiton compõem um importante recurso alimentar (DAWKINS; DONOGLAUE, 1992) influenciando a presença e abundância de alguns organismos aquáticos. Não só as raízes possuem suas utilidades para os organismos aquáticos, como também toda a arquitetura de bancos de macrófitas, que atuam como uma barreira visual e física, favorecendo uma maior proteção (SAVINO; STEIN, 1989). Servem ainda como meio de dispersão (SCHIESARI et al., 2003) e locais de abrigo para a fauna aquática (DORN; CRONIN; LODGE, 2001) já que as espécies que utilizam as macrófitas são de pequeno porte, ou jovens de espécies maiores.

No nosso estudo os esforços de amostragem não foram suficientes para esgotar a riqueza de espécies de peixes das diferentes composições dos bancos de macrófitas, pois não houve uma estabilização nas curvas de acumulação de espécies. Outros trabalhos encontraram situação similar, onde novas espécies são continuamente adicionadas à medida que se aumenta o número de amostras (HUGHES et al., 2002; PALLER, 1995). Quando isso ocorre é desejável que sejam realizados maiores esforços de captura para o registro de novas espécies (HUGHES et al., 2002). Mesmo assim, fomos capazes de verificar que de maneira geral, o aumento de grupos ecológicos de macrófitas pode levar a um aumento da variedade possível de diferentes comunidades de peixes.

A ordem Characiformes e a família Characidae foram predominantes nas amostragens nos bancos de macrófitas. Isso pode estar relacionado às condições oferecidas pelas macrófitas, como abrigo, oxigênio dissolvido e alimento disponível (DELARIVA et al., 1994), como também a habilidade visual dessas espécies em detectar a aproximação de predadores e, com isso, se locomover para lugares mais seguros (SANCHEZ-BOTERO et al., 2003).

Nosso trabalho consolida o que vários autores já verificaram no que se refere a uma influência positiva da heterogeneidade espacial criada pelas macrófitas e a diversidade de peixes encontrados (AULT; JOHNSON, 1998; BRYANT; SEDELL, 1995; COLLARES-PEREIRA et al., 1995). Embora as plantas submersas tenham sido as mais importantes, vale a pena ressaltar que

novas composições de macrófitas significaram, sempre, novas possibilidades de composição de fauna de peixes, com o aumento no espaço multidimensional ocupado pelo conjunto de comunidades de peixes amostradas. Assim, mais do que um grupo específico, a presença de diferentes composições de grupos ecológicos pode ser considerada um aspecto fundamental para a manutenção da diversidade de peixes, sendo que esta variedade de tipos de bancos de macrófitas parece ser fundamental para a manutenção de uma grande diversidade beta de peixes.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JULIO, H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 261-280.
- ALBERTONI, E. F.; WÜRDIG, N. L. Comunidade de ostracodes associada à macrófitas aquáticas na Lagoa do Gentil, Tramandaí, RS. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Paulo, v. 8, p. 103-114, 1996.
- AULT, T. R.; JOHNSON, C. R. Spatial variation in fish species richness on coral reefs: hábitat fragmentation and stochastic structuring processes. **Oikos**, Austrália, v. 82, n. 2, p. 354-364, June 1998.
- BRYANT, M.; SEDELL, J. R. Riparian forests, wood in the water, and fish habitat complexity. **Proceedings of the World Fisheries Congress Theme**, New Delhi, v. 4, n. 2, p. 202-224, May 1995.
- BURKS, R. L.; JEPPESEN, E.; LODGE, D. M. Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators. **Limnology and Oceanography**, Notre Dame, v. 46, n. 2, p. 230-237, Mar. 2001.
- CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Ribeirão Preto, v. 63, n. 2, p. 213-222, maio 2003.
- COLLARES-PEREIRA, M. J. et al. Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in portuguese lowland streams. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 303, p. 93-101, 1995.

- COLWELL, R. K. **EstiMateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples: version 9.1. [S.l.: s.n.], 2013. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 17 set. 2015.
- DAWKINS, J.; DONOGLAUE, S. Invertebrates associated with aquatic vegetation in the river Cray. **The London Naturalist**, Chicago, v. 71, p. 71-74, 1992.
- DELARIVA, R. L. et al. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. **Revista Unimar**, Maringá, v. 16, supl. 3, p. 41-60, 1994.
- DIBBLE, E. D.; KILLGORE, K. J.; HARREL, S. L. Assessment of fish-plant interactions. In: MIRANDA, L. E.; DEVRIES, D. R. **Multidimensional approaches to reservoir fisheries management**. Bethesda: American Fisheries Society, 1996. p. 357-372.
- DIBBLE, E. D.; THOMAZ, S. M. A simple method to estimate spatial complexity in aquatic plants. **Brazilian Archives in Biology and Technology**, Mississipi, v. 49, n. 3, p. 421-428, May 2006.
- DINIZ, A. E. Pântano do Rio Pandeiros: paraíso preservado. **Revista Ecológico**, Belo Horizonte, n. 7, 2009. Disponível em: <<http://www.revistaecologico.com.br/materia.php?id=7&secao=49&mat=84>>. Acesso em: 15 mar. 2015.
- DORN, J. N.; CRONIN, G.; LODGE, D. M. Feeding preference and performance of an aquatic lepdopteran on macrophytes: plants hosts as food and habitat. **Oecologia**, Notre Dame, v. 128, n. 3, p. 406-415, Mar. 2001.
- DVORAK, J.; BEST, E. P. H. Macroinvertebrates communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 95, n. 1, p. 115-126, Sept. 1982.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 568 p.
- FONSECA, E. M. B. et al. Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6., 2008, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: [s.n.], 2008.
- GOMES, L. C. et al. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effects of a flood pulse. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 685, n. 1, p. 97-107, Oct. 2012.

HENRY, R.; COSTA, M. L. R. As macrófitas como fator de heterogeneidade espacial: um estudo em três lagoas com diferentes graus de conexão com o Rio Paranapanema. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 189-210.

HUGHES, R. M. et al. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Bethesda, v. 22, n. 4, p. 1229-1240, Mar. 2002.

JACOBSEN, L.; PERROW, M. R. Predation risk from piscivorous fish influencing the diel use of macrophytes by planktivorous fish in experimental ponds. **Ecology of Freshwater Fish**, Denmark, v. 7, n. 2, p. 78-86, June 1998.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, West Germany, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

KRULL, J. N. Aquatic plant-macroinvertebrate associations and waterfowl. **Journal of Wildlife Management**, Boston, v. 34, n. 4, p. 707-718, Oct. 1970.

LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, Canada, v. 14, n. 2, p. 89-136, June 2006.

LOPES, T. M. et al. Dense macrophytes influence the horizontal distribution of fish in floodplain lakes. **Environmental Biology of Fishes**, Maringá, v. 98, n. 1, p. 1741-1755, abr. 2015.

MARKLUND, O.; BLINDOW, I.; HARGEBY, A. Distribution and diel migration of macroinvertebrates within dense submerged vegetation. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 46, n. 7, p. 913-924, July 2001.

PACHECO, E. B.; SILVA, C. J. da. Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé-Sinhá Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of MatoGrosso, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Cuiabá, v. 69, n. 1 p. 101-108, fev. 2009.

PALLER, M. H. Relationships among number of fish species sampled, reach length surveyed, and sampling effort in South Carolina coastal plain streams. **North American Journal do Fisheries Management**, Bethesda, v. 15, n. 1, p. 110-120, 1995.

- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, Maringá, v. 15, n. 1, p. 10-19, mar. 2006.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. **Acta Oecologica**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 9–16, jan. 2005.
- PELICICE, F. M.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 6, n. 4, p. 543-550, 2008.
- PIVARI, M. O.; VIANA, P. L. Macrófitas Aquáticas do Refúgio Estadual de Vida Silvestre do Rio Pandeiros. **MG Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 42-44, ago. 2009.
- PRADO, K. L. L.; FREITAS, C. E. C.; SOARES, M. G. M. Assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. **Biotemas**, Manaus, v. 23, n. 1, p. 131–142, mar. 2010.
- PRIYADARSHANA, T.; ASAEDA, T.; MANATUNGE, J. Foraging behaviour of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 442, n. 1, p. 231–239, Jan. 2001.
- ROZAS, L. P.; ODUM, W. E. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. **Oecologia**, Notre Dame, v. 77, n. 1, p. 101–106, Oct. 1988.
- SANCHEZ-BOTERO, J. I. et al. Ictiofauna associada as macrofitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleao, Amazonia Central, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Rio de Janeiro, v. 25, n.2, p. 369-375, 2003.
- SANTAMARÍA, L. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. **Acta Oecologica**, Maringá, v. 23, n. 3, p. 137-154, jun. 2002.
- SAVINO, J. F.; STEIN, R. A. Behavioural interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. **Animal Behaviour**, Ohio, v. 37, n. 2, p. 311–321, Feb. 1989.
- SAVINO, J. F.; STEIN, R. A. Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation.

Transactions of the American Fisheries Society, Bethesda, v. 111, n. 3, p. 255-266, Jan. 1982.

SCHIESARI, L. et al. Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the Lower Solimões River, Central Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, n. 1, p. 333–336, Jan. 2003.

SOUZA FILHO, E. E.; STEVAUX, J. C. Geologia e geomorfologia fluvial. In: FINANCIADORA DE ESTUDOS E PROJETOS. **Estudos ambientais da planície de inundação do Rio Paraná, no trecho compreendido entre a foz do Rio Paranapanema e o Reservatório de Itaipu**: relatório final de projeto. Maringá: FUEM-Nupelia; São Paulo: FINEP, 1995. p. 205-235.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de Macrófitas Aquáticas. In: ESTEVES, F. A. **Fundamentos em limnologia**. 4. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 461-522.

WETZEL, R. G. Microcommunities and microgradients: linking nutrient regeneration, microbial mutualismo and high sustained aquatic primary production. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, Bilthoven, v. 27, n. 1, p. 3-9, July 1993.

ARTIGO 2

**PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO AFETADA PELA CONSTRUÇÃO DE
RESERVATÓRIO ABRIGA FAUNA DE PEIXES ASSOCIADA À
MACRÓFITAS SIMILAR À DE ÁREAS NATURAIS?**

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo comparar as assembleias de peixes associados à macrófitas da lagoa afetada pelo reservatório com lagoas da planície de inundação a jusante, no rio Pandeiros. A amostragem ocorreu durante a estação seca de 2014, nos meses de julho e setembro, e estação chuvosa de 2015, em janeiro e fevereiro. Na lagoa localizada junto do reservatório foram realizadas 22 amostras e nas lagoas da planície de inundação 49 amostras. Um total de 459 exemplares e 9 espécies foram registradas na lagoa do reservatório, e 2285 exemplares e 30 espécies nas lagoas da planície de inundação. A composição de espécies de peixes apresentou distinção entre a planície de inundação e a lagoa do reservatório. Não foram observadas diferenças entre a composição de espécies de peixes nas estações seca e chuvosa, para nenhum dos ambientes avaliados. A planície de inundação apresentou maior riqueza e abundância média de peixes por banco de macrófitas entre os locais amostrados. Já a biomassa de macrófitas por m² não variou entre os períodos de seca e cheia ou entre locais amostrados. Também não foi encontrada relação entre a biomassa e riqueza de macrófitas com a abundância ou riqueza de peixes. Entretanto, o número de espécies de macrófitas foi maior nas lagoas da planície de inundação. A profundidade média variou de 66,5cm no período de seca para 70 cm no período de cheia na lagoa do reservatório. Nas lagoas da planície de inundação a diferença foi de 80 cm no período de seca para 120 cm no período de cheia. Os nossos resultados sugerem que a remoção da PCH Pandeiros não irá alterar a lagoa do reservatório, uma vez que esta apresenta baixa riqueza de peixes e macrófitas. Entretanto, no que se refere às lagoas da planície de inundação é provável que ocorra, em curto prazo, uma alteração na comunidade de peixes e macrófitas. Assim, existe a possibilidade de avaliação, com a possível remoção da PCH, de como se comportarão as comunidades de peixes e macrófitas quando os pulsos de inundação voltarem a ocasionar as flutuações naturais no nível da água.

Palavras-chave: Reservatório. Planície de inundação. Peixes. Riqueza. Macrófitas.

ABSTRACT

This work aimed to compare the fish assemblages associated to macrophytes in the lake affected by the reservoir with downstream floodplains lakes, in Pandeiros River. The sampling occurred during the dry season in 2014, in July and September, and in the rainy season in 2015, in January and February. In the lake located near the reservoir 22 samples were performed and in the floodplain lakes were 49 collections. A total of 459 specimens and nine species were recorded in the reservoir lake and 2,285 individuals and 30 species in the floodplain lakes. The species composition of fishes presented distinction between the floodplain and the reservoir lake. No differences were observed between the composition of fish species in the dry and rainy seasons, for all evaluated environments. The floodplain showed higher richness and average abundance of fishes per macrophyte bank between the sampled sites. The biomass of macrophytes per m² did not vary among the dry and rainy seasons or between the sampling sites. There was also no relationship between biomass and richness of macrophytes with the abundance or richness of fishes. However, the number of macrophyte species was higher in the floodplain lakes. The average depth ranged from 66.5 cm in the dry season to 70 cm in the rainy season in the reservoir lake. In the floodplain lakes the difference was from 80 cm in the dry season to 120 cm in the rainy season. Our results suggest that the removal of the PCH Pandeiros will not change the reservoir lake, since it presents low richness of fishes and macrophytes. However, regarding the floodplain lakes is likely to occur, in the short term, a modification in the community of fishes and macrophytes. Thus, there is a possibility of assessment, with the possible removal of PCH, of how the fish communities and macrophytes will respond when the flood pulses return to cause the natural fluctuations in the water levels.

Keywords: Reservoir. Floodplain. Fishes. Richness. Macrophytes.

1 INTRODUÇÃO

Planícies de inundação são áreas periodicamente inundadas devido ao sobrefluxo lateral dos rios e lagos e/ou precipitação direta (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). São particularmente vulneráveis às alterações hidrológicas produzidas por barragens. O regime hidrológico em rios com planícies de inundação determina a estrutura e o funcionamento desses ecossistemas, os quais apresentam forte variabilidade sazonal nas propriedades biológicas, físicas e químicas (NEIFF, 1990). A flutuação da água nestes ambientes ocorre através dos pulsos de inundação. Estes são responsáveis por conservar uma alta diversidade e heterogeneidade de habitats, contribuindo assim para uma alta diversidade de espécies em áreas alagadas (CONNEL, 1978). Além disso, os pulsos de inundação agem como pequenos distúrbios nessas áreas, impedindo a ocorrência de exclusão competitiva por espécies competitivamente superiores, favorecendo um aumento na diversidade de espécies (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989).

Essas planícies constituem um importante habitat para alimentação, reprodução e refúgio de peixes (WELCOMME, 1979). Elas ocupam cerca de 700.000 km² no Brasil e podem ser divididas em dois componentes: a planície propriamente dita, que é sazonalmente inundada, mas permanece seca boa parte do ano; e as lagoas marginais, que podem permanecer com água durante a estação seca (WELCOMME, 1985). As lagoas marginais são reconhecidas por serem importantes na conservação e integridade da biodiversidade regional, podendo desempenhar o papel de criadouros naturais de espécies de peixes migradoras ou habitat preferencial de espécies sedentárias ou de pequeno porte (AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI, 2000).

Macrófitas aquáticas desempenham um importante papel na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia dos ecossistemas participando das cadeias de herbivoria e de detritos (THOMAZ; ESTEVES, 2011). As planícies de inundação apresentam a mais alta diversidade de plantas

aquáticas do mundo, sendo a principal fonte de biomassa vegetal nestes ambientes. Isto é devido, principalmente, ao fato de toda a área apresentar uma grande diversidade de ambientes lênticos (LACOUL; FREEDMAN, 2006; POR, 1995;).

Estudos realizados em regiões tropicais demonstraram que o período de crescimento e de mortalidade das macrófitas aquáticas está relacionado com a variação do nível da água (CAMARGO; ESTEVES, 1996; COELHO; LOPES; SPERBER, 2005; JUNK; PIEDADE, 1993). Algumas espécies apresentam maior biomassa durante o período de cheia (DEMETRIO; BARBOSA; COELHO, 2014; PIEDADE; JUNK; LONG, 1991), enquanto outras reduzem quando cobertas pelas águas, com maior biomassa durante o período seco (JUNK; PIEDADE, 1993). O regime hidrológico das planícies de inundação parece definir as estratégias de história de vida das macrófitas aquáticas que ocorrem nas planícies de inundação (COELHO; LOPES; SPERBER, 2005). Nestas regiões, a reprodução vegetativa garante a colonização rápida de áreas que estão disponíveis às plantas, por causa da subida das águas. Este desenvolvimento é interrompido quando o nível da água diminui, e a grande maioria das plantas sobrevive à época seca na forma de sementes ou esporos (JUNK, 1980; WARWICK; BROCK, 2003).

Mudanças no regime hidrológico de rios resultam em impactos diretos sobre as lagoas marginais em planícies de inundação (WARD; TOCKNER; SCHIEMER, 1999). Uma das principais causas de alterações no regime de inundação é a criação de barragens e reservatórios (POFF et al., 1997). Como consequência da construção de barragens, as áreas naturalmente alagáveis pelo transbordamento de um rio são estreitadas, e a conectividade das lagoas marginais com a calha principal do rio é reduzida (AMOROS, 1991). A ausência do regime de cheias e da influência dos pulsos de inundação altera as condições de toda a planície de inundação, incluindo as lagoas marginais que passam a se tornar mais homogêneas, com menor diversidade de macrófitas, reduzindo a diversidade de habitats e a

complexidade estrutural do sistema (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SIVLA, 2003).

A maioria das alterações resultantes da construção de barragens sobre as planícies de inundação está relacionada ao controle das cheias, a jusante, por grandes reservatórios. No entanto, a construção de reservatórios, quando provoca o alagamento parcial de planícies de inundação, também afeta o funcionamento destes ambientes, que passam a apresentar o nível da água controlado pela barragem. Esta é a principal alteração ambiental causada pela PCH Pandeiros em uma lagoa marginal localizada junto ao reservatório. Localizada a montante do barramento, não sofre mais flutuações sazonais de nível d'água, mantendo-se estável. A região do Pântano do Rio Pandeiros, por outro lado, está localizada a cerca de 25 km a jusante do barramento, e está sujeita às oscilações sazonais naturais do nível d'água devido aos pulsos de inundação. O pântano varia de quase cinco mil hectares alagados na estação chuvosa, para cerca de três mil hectares na estação seca (DINIZ, 2009).

Considerando a possibilidade de remoção desta barragem, este trabalho tem como objetivo comparar as assembleias de peixes associados à macrófitas da lagoa afetada pelo reservatório com a planície de inundação a jusante. Assim, buscamos avaliar se existem diferenças na estruturação da comunidade de peixes entre a planície de inundação natural e a lagoa diretamente afetada pelo reservatório, e se tais diferenças podem ser acentuadas na estação de seca ou de cheia. Mais especificamente, testamos as seguintes hipóteses: (1) A riqueza e abundância de peixes são maiores nas lagoas da planície de inundação, devido às oscilações constantes do nível da água nas épocas de seca e cheia (2) Nos períodos mais secos, a abundância e riqueza de peixes são maiores do que na cheia, devido ao aumento na biomassa das macrófitas aquáticas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O rio Pandeiros é um afluente da margem esquerda do rio São Francisco, localizado no extremo norte de Minas Gerais, com uma extensão de 145 km (FONSECA et al., 2008). A planície de inundação do Rio Pandeiros é conhecida como o “Pantanal de Minas Gerais”. São encontrados na região diversos tipos de nichos aquáticos, como a calha principal do rio Pandeiros, planícies alagáveis, vazantes, lagoas marginais, veredas e o pântano (PIVARI; VIANA, 2009).

Em 1995 foi criada a APA do Rio Pandeiros com 210.000 hectares, englobando toda sua bacia de drenagem. Posteriormente, em 2004, criou-se uma unidade de conservação de proteção integral dentro dos limites da APA do Rio Pandeiros, o Refúgio de Vida Silvestre do Rio Pandeiros (RVS) (BAHIA et al., 2009).

Dentro da área de proteção ambiental do rio Pandeiros (APA) encontra-se a PCH Pandeiros, que foi instalada no rio Pandeiros em 1957 e atualmente encontra-se desativada. Seu reservatório apresenta área de 280 hectares e sua barragem, de crista livre, altura máxima de 10,3 metros (FONSECA et al., 2008). O descomissionamento da PCH Pandeiros encontra-se em estudo.

2.2 Coleta de dados

Este estudo foi desenvolvido na lagoa localizada junto do reservatório (15°30'02.35"S 44°45'06.04"O), que é regulada pelo barramento e não apresenta oscilações naturais no nível da água entre os períodos de seca e chuva, e em lagoas da planície de inundação natural do rio Pandeiros, que são susceptíveis à flutuações sazonais naturais, na região conhecida como 'pântano' de Pandeiros (15°40'3.37"S 44°38'5.17"O- Lagoa Veio Juca;

15°41'44.65"S 44°34'20.60"O - 1ª lagoa e lagoa Geraldo; 15°40'4.35"S 44°37'6.18"O- Lagoa torre).

2.2.1 Amostragem da ictiofauna e das macrófitas

O período de amostragem ocorreu durante a estação seca de 2014, nos meses de julho e setembro, e estação chuvosa de 2015, em janeiro e fevereiro. Na lagoa localizada junto do reservatório foram realizadas 22 amostras e nas lagoas da planície de inundação 49 amostras.

Os peixes foram capturados onde estavam presentes bancos de macrófitas, através da utilização de rede de arrasto de 4,0 m de comprimento e altura de 1,0 m, com malha picaré de 5 mm entre nós opostos. Após a captura, os peixes foram colocados imediatamente em solução de óleo de cravo. Ao constatar a morte, os exemplares foram etiquetados e fixados em solução de formol 10%. Em laboratório, foram identificados taxonomicamente e preservados em álcool 70°GL.

Em seguida, para a caracterização taxonômica de cada banco de macrófitas amostrado, e estimativa de sua biomassa, foi utilizado um quadrante de 1m², fabricado com cano pvc. A amostragem foi realizada em locais adjacentes aos pontos do arrasto que foi utilizado para a captura dos peixes. Após a remoção das macrófitas, elas foram separadas, lavadas e pesadas (peso úmido). Em laboratório foram identificadas até o nível de gênero. Em seguida foram mantidas em uma estufa de secagem (70°C por 48 horas) para a obtenção da biomassa em peso seco.

2.2.2 Análise dos dados

A estimativa do total de espécies de peixes capturadas nos bancos de macrófitas para cada ambiente foi feita através de curvas de acumulação de espécies, através do software EstimateS 9.0 (COLWELL, 2013).

Visando avaliar diferenças na estrutura da comunidade de peixes nos diferentes locais amostrados (reservatório e planície de inundação) foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional (N-MDS) utilizando o índice de Bray Curtis, em conjunto com uma análise de similaridade (ANOSIM), com o auxílio do software PRIMER. A contribuição relativa de cada espécie de peixe para as diferenças observadas foi avaliada pela análise de SIMPER.

Para avaliar a diferença entre a estrutura da comunidade de peixes nas diferentes estações amostrados (cheia e seca) também foi realizada análise de escalonamento multidimensional (N-MDS) utilizando o índice de Bray Curtis, seguida por uma análise de similaridade (ANOSIM), com o auxílio do software PRIMER.

A biomassa das macrófitas aquáticas e a abundância e riqueza de peixes nas diferentes estações e regiões amostradas foi comparada através de ANOVA. A relação entre a riqueza e a biomassa de peixes, com a biomassa e riqueza de macrófitas foi testada através de regressão múltipla. As análises foram realizadas com o auxílio do software STATISTICA 7.0.

3 RESULTADOS

No total foram coletados 2.777 exemplares de peixes pertencentes a seis ordens, 14 famílias, 28 gêneros e 30 espécies nos diferentes bancos de macrófitas (Tabela 1). Destes, 459 exemplares e 9 espécies foram registradas na lagoa junto ao reservatório e 2.317 exemplares e 30 espécies foram registradas nas lagoas da planície de inundação natural.

A profundidade média variou de 66,5cm no período de seca para 70 cm no período de cheia na lagoa do reservatório. Nas lagoas da planície de inundação a diferença foi de 80 cm no período de seca para 120 cm no período de cheia (Figura 1).

A curva de acumulação de espécies de peixes das lagoas da planície de inundação natural apresentou aumento gradual do número de espécies

com o aumento do número de amostras, sem estabilização clara. Já a curva da lagoa do reservatório apresentou uma maior tendência à estabilização a partir da décima amostra (Figura 2).

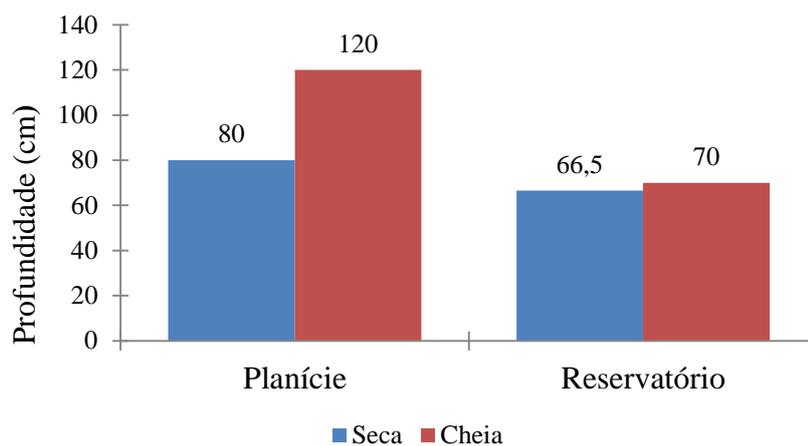


Figura 1 Profundidade média (cm) nas lagoas da planície de inundação e na lagoa do reservatório nos períodos de seca e cheia.

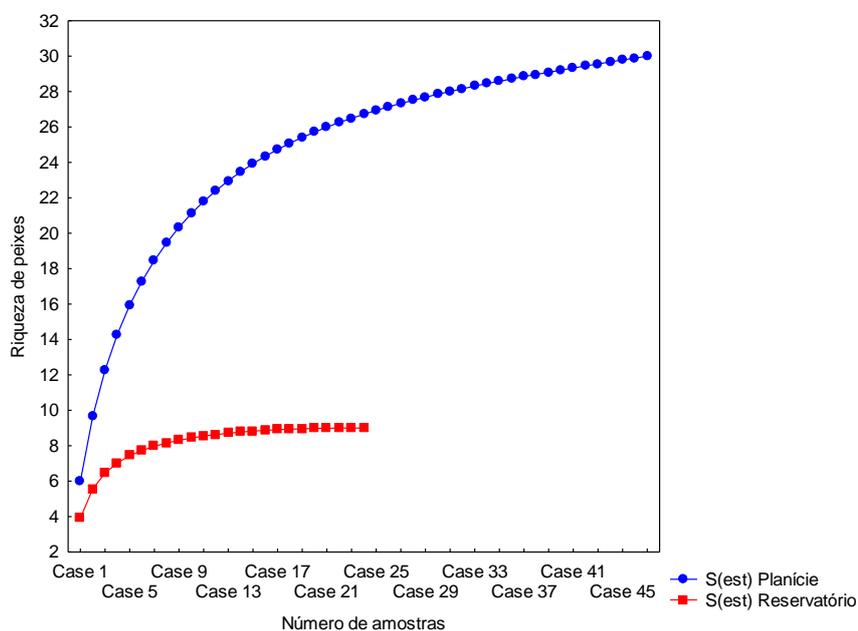


Figura 2 Curvas de acumulação de espécies para as lagoas da planície de inundação e para a lagoa do reservatório no rio Pandeiros, Minas Gerais.

Tabela 1 Espécies de peixes amostradas nas lagoas da planície de inundação e na lagoa do reservatório.

| TÁXON | LAGOAS | | | | |
|-------------------------------------|----------|----------------|------------------|-----------------------|--------------------|
| | 1ª lagoa | Lagoa da torre | Lagoa do Geraldo | Lagoa do reservatório | Lagoa do veio Juca |
| CHARACIFORMES | | | | | |
| Acestrorhynchidae | | | | | |
| <i>Acestrorhynchus lacustres</i> | - | - | - | - | 1 |
| Characidae | | | | | |
| <i>Astyanax lacustres</i> | - | - | 5 | - | 28 |
| <i>Astyanax taeniatus</i> | 589 | - | - | - | - |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 62 | 50 | 9 | 8 | 662 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> | - | 3 | 16 | 180 | 198 |
| <i>Moenkhausia costae</i> | 5 | 4 | - | 65 | 77 |
| <i>Orthospinus franciscensis</i> | 4 | - | - | - | 49 |
| <i>Phenacogaster franciscoensis</i> | - | - | - | - | 2 |
| <i>Psellogrammus kennedy</i> | - | - | 12 | - | 14 |
| <i>Roeboides xenodon</i> | 3 | - | - | - | 2 |
| <i>Serrapinnus heterodon</i> | 1 | - | - | - | 8 |
| <i>Serrapinnus piaba</i> | 52 | 26 | 7 | 4 | 136 |
| <i>Tetragonopterus chalceus</i> | 3 | - | - | - | 6 |
| Crenuchidae | | | | | |
| <i>Characidium</i> sp. | - | - | 2 | 13 | 9 |
| Serrasalminidae | | | | | |
| <i>Metynniss maculatus</i> | 1 | - | 2 | 144 | 13 |
| <i>Myleus micans</i> | 3 | - | - | - | 12 |

Tabela 1, continuação

| TÁXON | Lagoas | | | | |
|--------------------------------------|----------|----------------|------------------|-----------------------|--------------------|
| | 1ª lagoa | Lagoa da torre | Lagoa do Geraldo | Lagoa do reservatório | Lagoa do veio Juca |
| CHARACIFORMES | | | | | |
| Anostomidae | | | | | |
| <i>Leporinus reinhardti</i> | - | - | - | - | 7 |
| <i>Leporinus elongatus</i> | - | - | - | - | 1 |
| <i>Curimatella lepidura</i> | 5 | - | - | - | 6 |
| <i>Steindachnerina elegans</i> | - | - | - | - | 5 |
| Erythrinidae | | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | 1 | - | - | 3 | 1 |
| Triporthidae | | | | | |
| <i>Triportheus guentheri</i> | 1 | - | - | - | - |
| PERCIFORMES | | | | | |
| Cichlidae | | | | | |
| <i>Astronotus spp.</i> | 12 | - | - | - | - |
| <i>Crenicichla lepidota</i> | - | - | - | - | 6 |
| <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> | 1 | - | 5 | 32 | 1 |
| GYMNOTIFORMES | | | | | |
| Sternopygidae | | | | | |
| <i>Eigenmannia virescens</i> | - | 8 | - | - | 61 |
| <i>Sternopygus macrurus</i> | - | - | - | - | 5 |
| Gymnotidae | | | | | |
| <i>Gymnotus carapo</i> | - | 1 | - | - | - |

Tabela 1, continuação

| TÁXON | Lagoas | | | | |
|-------------------------------|----------|----------------|------------------|-----------------------|--------------------|
| | 1ª lagoa | Lagoa da torre | Lagoa do Geraldo | Lagoa do reservatório | Lagoa do veio Juca |
| CHARACIFORMES | | | | | |
| SILURIFORMES | | | | | |
| Loricariidae | | | | | |
| <i>Hypostomus sp</i> | - | - | - | - | 1 |
| SYNBRANCHIFORMES | | | | | |
| Synbranchidae | | | | | |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> | 1 | 2 | - | - | 28 |
| CYPRINODONTIFORMES | | | | | |
| Poeciliidae | | | | | |
| <i>Poecilia reticulata</i> | 12 | - | 30 | 10 | 9 |
| Abundância total | 756 | 94 | 88 | 459 | 1347 |
| Riqueza total | 17 | 7 | 9 | 9 | 27 |

A composição de espécies de peixes apresentou distinção entre a planície de inundação e a lagoa do reservatório (ANOSIM $R= 0,508$; $p= 0,0001$; 999 permutações) (Figura 3). As espécies que mais contribuíram para estas diferenças foram *Hyphessobrycon eques*, abundante nas lagoas da planície de inundação e *Hemigrammus marginatus* e *Metynnis maculatus* abundantes na lagoa do reservatório (Tabela 2). Porém, não foram observadas diferenças entre a composição de espécies de peixes nas estações seca e chuvosa, para nenhum dos ambientes avaliados (ANOSIM $R= 1$; $p= 0,333$; 999 permutações) (Figura 4).

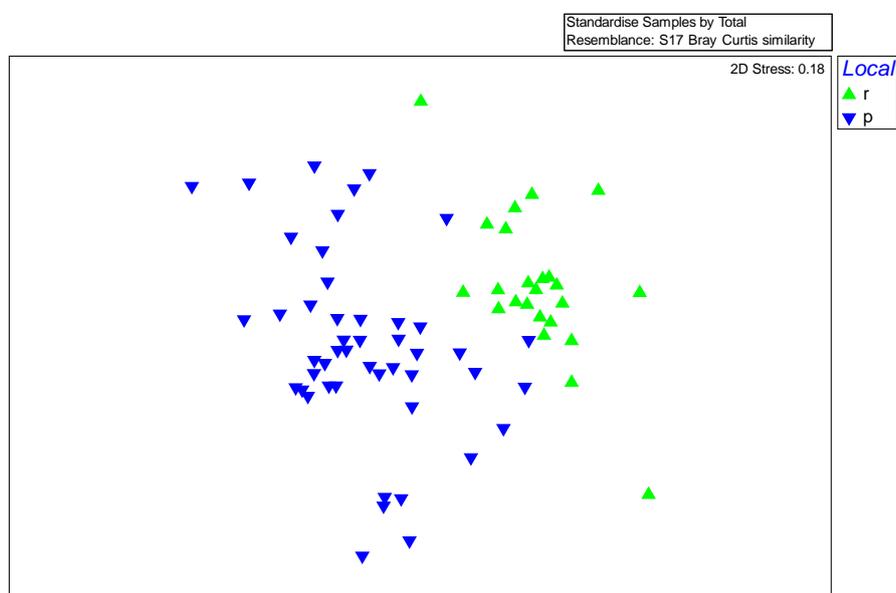


Figura 3 Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da estrutura da comunidade de peixes. P= planície de inundação, R=reservatório (Stress= 0,18).

Tabela 2 Porcentagem de similaridade (SIMPER) das espécies de peixes presentes na lagoa do reservatório (R) e nas lagoas da planície de inundação (P).

| Espécies | Abund. Méd. (R) | Abund. Méd. (P) | Contrib. % | Cum. % |
|--------------------------------------|-----------------|-----------------|------------|--------|
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 1.85 | 32.02 | 17.75 | 17.75 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> | 33.83 | 10.21 | 17.70 | 35.45 |
| <i>Metynnis maculatus</i> | 31.52 | 1.32 | 17.54 | 52.98 |
| <i>Moenkhausia costae</i> | 12.57 | 5.28 | 7.81 | 60.80 |
| <i>Poecilia reticulata</i> | 8.92 | 2.71 | 6.01 | 66.81 |
| <i>Serrapinnus piaba</i> | 1.07 | 8.94 | 5.31 | 72.12 |
| <i>Eigenmannia virescens</i> | 0.00 | 8.34 | 4.78 | 76.89 |
| <i>Astyanax taeniatus</i> | 0.00 | 8.07 | 4.62 | 81.52 |
| <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> | 6.70 | 0.42 | 3.87 | 85.39 |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> | 0.00 | 5.39 | 3.09 | 88.48 |
| <i>Characidium sp.</i> | 2.96 | 1.67 | 2.25 | 90.73 |

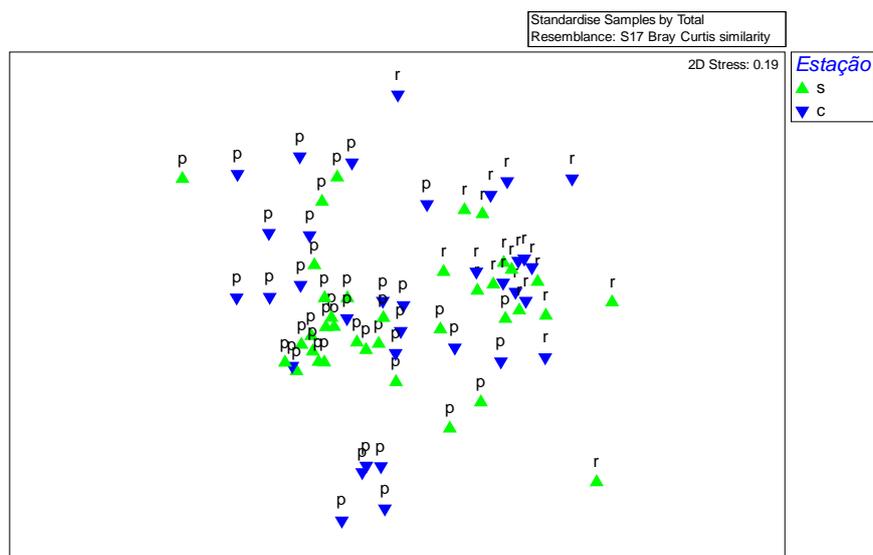


Figura 4 Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da estrutura da comunidade de peixes nos diferentes locais amostrados, P= planície de inundação, R= reservatório e distintas estações, S=seca, C=chuva (Stress= 0,19).

A planície de inundação apresentou maior riqueza e abundância média de peixes por banco de macrófitas entre os locais amostrados ($p < 0,001$ e $p = 0,03$). Já a biomassa de macrófitas por m^2 não variou entre os períodos de seca e cheia ou entre locais amostrados ($p = 0,09$; $p = 0,06$; $p = 0,12$) (Tabela 3). Também não foi encontrada relação entre a biomassa e riqueza de macrófitas com a abundância ($p = 0,81$) ou riqueza de peixes ($p = 0,13$), uma vez que a biomassa de macrófitas não variou. Entretanto, o número de espécies de macrófitas foi maior nas lagoas da planície de inundação. Foram amostradas quatro espécies de macrófitas na lagoa do reservatório e nove espécies nas lagoas da planície de inundação (Figura 5).

Tabela 3 Efeito do local amostrado e do período estacional na biomassa de macrófitas e na riqueza e abundância de peixes.

| Fatores | Biomassa | Riqueza | Abundância |
|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|
| Local | F=2,91 p= 0,09 | F= 13,45 p< 0,001 | F= 5,12 p= 0,03 |
| Estação | F= 3,67 p= 0,06 | F= 0,02 p= 0,88 | F= 0,00 p= 0,98 |
| Local x Estação | F= 2,51 p= 0,12 | F= 0,34 p= 0,56 | F= 2,02 p= 0,16 |

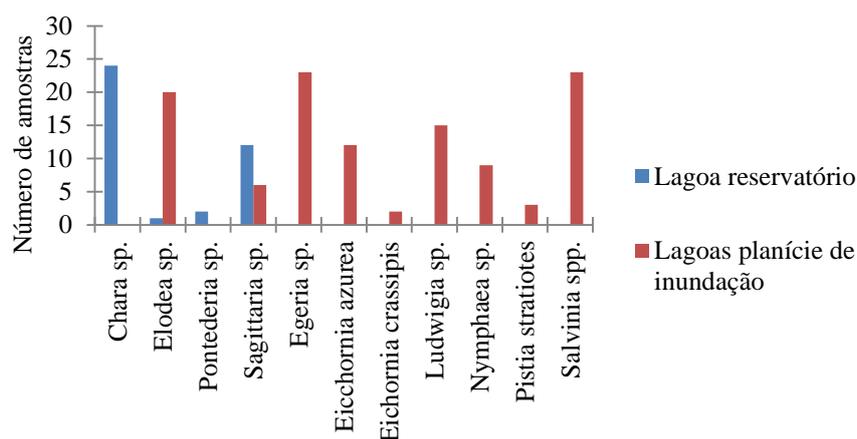


Figura 5 Riqueza de espécies de macrófitas na lagoa do reservatório e nas lagoas da planície de inundação.

4 DISCUSSÃO

Os resultados mostram valores maiores na riqueza e abundância de peixes nas lagoas da planície de inundação, quando comparados aos valores encontrados na lagoa do reservatório. Esta lagoa apresenta as mesmas características de um reservatório, sem variação no nível da água, sendo assim é um ambientes mais homogêneos quando comparado a lagoas de planícies de inundação que estão sujeitas à oscilações (HENRY; COSTA, 2003).

O aumento na riqueza de espécies de peixes e na sua abundância em lagoas das planícies de inundação pode ser tanto devido às típicas oscilações na profundidade da água nesses ambientes, quanto ao aumento na riqueza de espécies de macrófitas. Este fator aumenta a complexidade estrutural do ambiente, criando uma gama de nichos disponíveis para os peixes ocuparem (DIBBLE; PELICICE, 2010). Macrófitas submersas, como *Egeria* sp. e *Elodea* sp. apresentam folhas finas e dissecadas, podendo servir como um substrato apropriado para fornecimento de alimentos, bem como servir de refúgio de predadores (MAZZEO et al., 2003)

Vários trabalhos (GOMES et al., 2012; LOPES et al., 2015; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005; PELICICE; THOMAZ; AGOSTINHO, 2008; PRADO; FREITAS; SOARES, 2010) mostram que maiores valores de diversidade de peixes foram constatados em ambientes com maior complexidade estrutural fornecida pelas macrófitas (PELICICE; THOMAZ; AGOSTINHO, 2008; PACHECO; SILVA, 2009). Os benefícios das macrófitas na estrutura das assembleias de peixes têm sido associados ao balanceamento entre a eficiência de forrageamento dos predadores e às necessidades de abrigo da presa (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; PELICICE; AGOSTINHO, 2006), à elevação da capacidade de suporte pelas fontes de alimento resultantes do aumento na disponibilidade de substrato e

locais de desova para algumas espécies de peixes (DIBBLE; KILLGORE; HARREL, 1996).

Sabe-se também que a riqueza de uma lagoa é fortemente influenciada pelo isolamento com o rio (SÚAREZ; PETRETE JÚNIOR; CATELLA, 2001), sendo essa uma razão plausível pelo número reduzido de espécies de peixes detectadas na lagoa do reservatório quando comparadas com outros trabalhos na bacia (POMPEU; GODINHO, 2003).

No nosso estudo os esforços de amostragem não foram suficientes para esgotar a riqueza de espécies de peixes nas lagoas da planície de inundação e na lagoa do reservatório, pois não houve uma estabilização nas curvas de acumulação de espécies. Outros trabalhos encontraram situação semelhante, onde novas espécies são continuamente adicionadas à medida que se aumenta o número de amostras (HUGHES et al., 2002; PALLER, 1995). Quando isso ocorre é desejável que sejam realizados maiores esforços de captura para o registro de novas espécies (HUGHES et al., 2002). No entanto, nossa amostragem foi suficiente para indicar que a influência do reservatório pode ter reduzido a riqueza de espécies local na lagoa permanentemente conectada.

Um efeito inevitável de barramentos é a mudança na composição de espécies de peixes e na sua abundância; isto inclui a proliferação extrema de algumas espécies e uma redução, ou mesmo eliminação, de outras. Esgúicero e Arcifa (2011) demonstrou que há uma clara diferença entre a composição da fauna de peixes nos habitats a montante da barragem, indicado por maiores valores de diversidade observada nos habitats à jusante da barragem, e também um número mais elevado de espécies de peixes capturados nestes habitats. De acordo com alguns autores (SÚAREZ, 2008; UIEDA; BARRETO, 1999), vários fatores ecológicos, tais como a disponibilidade de alimentos e estrutura do habitat pode ser responsável pela composição e diversidade fauna de peixes.

Em função das adaptações fisiológicas, estratégias reprodutivas e alimentares desenvolvidas pelos peixes com o passar do tempo evolutivo

(LOWE-MCCONNELL, 1975) as diferentes espécies respondem às alterações nas vazões de formas diferentes, o que ocasiona em alterações na abundância e composição de espécies da comunidade de peixes (WELCOMME; HALLS, 2004).

A modificação na composição de espécies no nosso estudo entre os locais amostrados ocorreu principalmente em função das espécies *Hemigrammus marginatus* e *Metynnis maculatus*, na lagoa do reservatório e *Hyphessobrycon eques* na planície de inundação. De acordo com os atributos ecomorfológicos relatados por Cunico e Agostinho (2006) e sua relação com a hidrodinâmica de reservatório, *Metynnis maculatus* apresenta uma altura relativa importante, representada pela sua compressão lateral, o que seria um atributo inversamente relacionado a ambientes com elevada hidrodinâmica e diretamente relacionada com a capacidade de movimentos verticais, o que facilita as suas atividades em ambientes de reservatório. Cabe salientar ainda, que esta espécie é exótica à região, podendo ser considerada um indicador das alterações promovidas pela barragem.

Não houve diferença da estrutura da comunidade de peixes em relação à sazonalidade na planície de inundação e no reservatório. A maioria dos estudos realizados mostra diferenças na estrutura das comunidades quando comparadas as estações cheia e seca. Entretanto nosso trabalho foi realizado em um ano extraordinariamente seco, o que pode ter influenciado os resultados.

O maior número de espécies de macrófitas encontrado nas lagoas da planície de inundação pode ser devido à flutuação da água. Os pulsos de inundação funcionam como distúrbios intermediários em ambientes lênticos, impedindo o estabelecimento de espécies dominantes, criando uma maior heterogeneidade de espécies de macrófitas, e assim propiciando uma maior diversidade de habitats (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Lagoas estáveis, sem flutuações no nível da água, apresentam uma dominância de determinadas espécies de macrófitas aquáticas, aquelas competitivamente superiores e com menores exigências ambientais (ROQUE et al., 2010).

Assim, a colonização por outras espécies de macrófitas fica comprometida, limitando o mosaico estrutural de habitats para os peixes, refletindo em valores inferiores de riqueza de peixes associados.

A produção de biomassa das macrófitas aquáticas amostradas não diferiu entre as estações e locais amostrados, não influenciando assim a abundância e riqueza de peixes. De acordo com Alho e Gonçalves (2005) e Junk, Bayley e Sparks (1989), as macrófitas adaptam-se ao regime hídrico existente, atuando como um reservatório de nutrientes que as mesmas absorvem quando sua disponibilidade é maior e com isso, mantém sua produtividade constante, apesar da variação do fluxo d'água.

O reservatório foi capaz de influenciar a lagoa marginal conectada, afetando a riqueza, abundância e composição de peixes, diversidade de macrófitas e também a flutuação do nível da água. Os nossos resultados sugerem que a remoção da PCH Pandeiros não irá alterar a lagoa do reservatório, uma vez que esta apresenta baixa riqueza de peixes e macrófitas. Entretanto, no que se refere às lagoas da planície de inundação é provável que ocorra, em curto prazo, uma alteração na comunidade de peixes e macrófitas. Assim, existe a possibilidade de avaliação, com a possível remoção da PCH, de como se comportarão as comunidades de peixes e macrófitas quando os pulsos de inundação voltarem a ocasionar as flutuações naturais no nível da água.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; ZALEWSKI, M. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Parana. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, Washington, v. 1, n. 1-2, p. 209-217, 2001.

ALHO, C. J. R.; GONÇALVES, H. C. **Biodiversidade do Pantanal: ecologia e conservação**. Campo Grande: Editora da Universidade para Desenvolvimento do Estado e da Região do Pantanal, 2005. 143 p.

AMOROS, C. Changes in side-arm connectivity and implications for river systems management. **Rivers**, Sussex, v. 2, p. 105-112, 1991.

BAHIA, T. O. et al. Veredas na APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. **MG Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 4-13, ago. 2009.

CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologie**, São Paulo, v. 135, n. 3, p. 423-432, jan. 1996.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SIVLA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003. Cap. 3, p. 59-83.

CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Ribeirão Preto, v. 63, n. 2, p. 213-222, maio 2003.

COELHO, F. F.; LOPES, F. S.; SPERBER, C. F. Persistence strategy of *Salvinia auriculata* Aublet in temporary ponds of southern Pantanal, Brazil. **Aquatic Botany**, Belo Horizonte, v. 81, n. 4, p. 343-352, abr. 2005.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, New Jersey, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, Mar. 1978.

COLWELL, R. K. **EstiMateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples: version 9.1. [S.l.: s.n.], 2013. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 17 set. 2015.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A. Padrões morfológicos de peixes e suas relações com reservatórios hidrodinâmica. **Arquivos Brasileiros de Biologia e Tecnologia**, Maringá, v. 49, n. 1, p. 125-134, jan. 2006.

DEMETRIO, G. R.; BARBOSA, M. E. A.; COELHO, F. F. Water level-dependent morphological plasticity in *Sagittaria montevidensis* Cham. and Schl. (Alismataceae). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 74, n. 3, p. 199-206, ago. 2014. Suplemento.

DIBBLE, E. D.; KILLGORE, K. J.; HARREL, S. L. Assessment of fish-plant interactions. In: MIRANDA, L. E.; DEVRIES, D. R. (Ed.). **Multidimensional approaches to reservoir fisheries management**. Bethesda: American Fisheries Society, 1996. p. 357-372.

DIBBLE, E. D.; PELICICE, F. M. Influence of aquatic plant-specific habitat on an assemblage of small neotropical floodplain fishes. **Ecology of Freshwater Fish**, Mississippi, v. 19, n. 3, p. 381–389, Sept. 2010.

DINIZ, A. E. Pântano do Rio Pandeiros: paraíso preservado. **Revista Ecológica**, Belo Horizonte, n. 7, 2009. Disponível em: <<http://www.revistaecologico.com.br/materia.php?id=7&secao=49&mat=84>>. Acesso em: 15 mar. 2015.

ESGUÍCERO, A. L. H.; ARCIFA, M. S. The fish fauna of the Jacaré-Guaçu River basin, Upper Paraná River basin. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 103-113, fev. 2011.

FONSECA, E. M. B. et al. Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6., 2008, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: [s.n.], 2008.

GOMES, L. C. et al. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effects of a flood pulse. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 685, n. 1, p. 97–107, Oct. 2012.

HENRY, R.; COSTA, M. L. R. As macrófitas como fator de heterogeneidade espacial: um estudo em três lagoas com diferentes graus de conexão com o Rio Parapanema. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 189-210.

HUGHES, R. M. et al. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, v. 22, n. 4, p. 1229-1240, Mar. 2002.

JUNK, W. F. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 10, n. 4, p. 775–795, 1980.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, West Germany, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Herbaceous plants of the amazon floodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana: limnologia et oecologia regionalis systemae fluminis Amazonas**, Manaus, v. 12, n. 3-4, p. 467-484, 1993.

LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Review**, Denver, v. 14, n. 2, p. 89-136, June 2006.

LOPES, T. M. et al. Dense macrophytes influence the horizontal distribution of fish in floodplain lakes. **Environmental Biology of Fishes**, Maringá, v. 98, n. 1, p. 1741–1755, abr. 2015.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

MAZZEO, N. et al. Effects of *Egeria densa* Planch beds on a shallow lake without piscivores fish. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 506, n. 1, p. 591–602, Nov. 2003.

NEIFF, J. J. Ideas for the ecological interpretation of the Paraná. **Interciencia**, Catanduva, v. 156, n. 6, p. 424–441, 1990.

PACHECO, E. B.; SILVA, C. J. da. Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé-Sinhá Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of MatoGrosso, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, Cuiabá, v. 69, n. 1 p. 101-108, fev. 2009.

PALLER, M. H. Relationships among number of fish species sampled, reach length surveyed, and sampling effort in South Carolina coastal plain streams. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, v. 15, n. 1, p. 110-120, 1995.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, Maringá, v. 15, n. 1, p. 10-19, mar. 2006.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. **Acta Oecologica**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 9–16, mar. 2005.

PELICICE, F. M.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 6, n. 4, p. 543-550, 2008.

PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; LONG, S. P. The productivity of the C4 grass *Eichinocloa polystachya* on the Amazon floodplain. **Ecology**, Manaus, v. 72, n. 4, p. 1456-1463, ago. 1991.

PIVARI, M. O.; VIANA, P. L. Macrófitas Aquáticas do Refúgio Estadual de Vida Silvestre do Rio Pandeiros. **MG Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 42-44, ago. 2009.

POFF, N. L. et al. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, Fort Colins, v. 47, n. 11, p. 769–784, Dec. 1997.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 167-181.
POR, E. D. The Pantanal of Mato Grosso (Brazil). World's Largest Wetlands. In: DUMONT, H. J.; WERGER, M. J. A. **Monographiae biologicae**. London: Kluwer Academic Publishers, 1995. 122 p.

PRADO, K. L. L.; FREITAS, C. E. C.; SOARES, M. G. M. Assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. **Biotemas**, Manaus, v. 23, n. 1, p. 131–142, mar. 2010.

ROQUE, F. O. et al. Untangling associations between chironomid taxa in Neotropical streams using local and landscape filters. **Freshwater Biology**, Dourados, v. 55, n. 1, p. 847–865, jan. 2010.

SÚAREZ, Y. R.; PETRETE JÚNIOR, M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 8, n. 2, p. 173-186, 2001.

SÚAREZ, Y. R. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 197-204, set. 2008.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de Macrófitas Aquáticas. In: ESTEVES, F. A. **Fundamentos em limnologia**. 4. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 461-522.

UIEDA, V. S.; BARRETO, M. G. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 1, n. 1, p. 55-67, dez. 1999.

WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulated Rivers: research & management**, chichester, Viena, v. 15, n. 1-3, p. 125-139, Jan./June 1999.

WARWICK, N. W. M.; BROCK, M. A. Plant reproduction in temporary wetlands: the effects of seasonal timing, depth, and duration of flooding. **Aquatic Botany**, Armidale, v. 77, n. 2, p. 153–167, Oct. 2003.

WELCOMME, R. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WELCOMME, R. L. River fisheries. **Food and Agriculture Organization of the United Nation**, Roma, v. 262, p. 1-330, 1985.

WELCOMME, R. L.; HALLS, A. S. Dependence of tropical river fisheries on flow. In: **International symposium on the management of large rivers for fisheries**: volume 2. Londres: FAO, 2004. p. 267-283.